



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Departamento de Botânica

Programa de Pós-Graduação em Botânica

**REGENERAÇÃO NATURAL INICIAL RÁPIDA EM PASTAGENS  
ABANDONADAS APÓS USO PROLONGADO NO SUDOESTE DA AMAZÔNIA  
BRASILEIRA**

Gustavo Paiva Evangelista da Rocha

Brasília, DF

Agosto de 2014

Universidade de Brasília  
Instituto de Ciências Biológicas  
Departamento de Botânica  
Programa de Pós-Graduação em Botânica

**REGENERAÇÃO NATURAL INICIAL RÁPIDA EM PASTAGENS  
ABANDONADAS APÓS USO PROLONGADO NO SUDOESTE DA AMAZÔNIA  
BRASILEIRA**

Gustavo Paiva Evangelista da Rocha

Orientador: Dr. Marcelo F. Simon

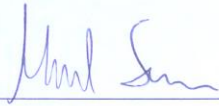
Dissertação apresentada ao Departamento de Botânica, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Mestre em Botânica.

Brasília, DF

Agosto de 2014

**Regeneração natural inicial rápida em pastagens abandonadas após uso prolongado no sudoeste da Amazônia brasileira**

Aprovada por:



Dr. Marcelo Fragomeni Simon, EMBRAPA/ CENARGEN  
Presidente da Banca Examinadora (Orientador)



Dr.ª Rita de Cássia Guimarães Mesquita, INPA  
Membro titular da Banca Examinadora



Dr. Alexandre Bonesso Sampaio, ICMBio  
Membro titular da Banca Examinadora

Dr. Aldicir Osni Scariot, EMBRAPA/ CENARGEN  
Membro Suplente da Banca Examinadora

Brasília, 23 de julho de 2014

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade de  
Brasília. Acervo 1017072.

R672r Rocha, Gustavo Paiva Evangelista da.  
Regeneração natural inicial rápida em pastagens abandonadas  
após uso prolongado no sudoeste da Amazônia brasileira /  
Gustavo Paiva Evangelista da Rocha. -- 2014.  
vii, 51 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) - Universidade de Brasília,  
Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de  
Botânica, Programa de Pós-Graduação em Botânica, 2014.  
Inclui bibliografia.  
Orientação: Marcelo Fragomeni Simon.

1. Recuperação ecológica - Amazônia - Porto Velho (RO).
2. Florestas - Reprodução. I. Simon, Marcelo Fragomeni.
- II. Título.

CDU 634.0.18(811)

## **AGRADECIMENTOS**

Aos meus pais, Raul e Márcia, que se doaram em amor incondicional à minha criação e, enquanto adulto, sempre favoreceram o exercício do meu livre-arbítrio. Aos meus orientadores e amigos Marcelo Simon e Daniel Vieira que me ensinaram prioritariamente a amar ainda mais o que faço.

À minha amada e parceira de toda hora, Helena. Que me incentivou a ingressar e a lutar para concluir o mestrado.

Aos meus amigos Rodrigo, Aelton, Natália, Max, Gustavo Mariano, Daniel Chaves, Marco Túlio, Pâmela, Daniel Rodrigues, Raíssa Ribeiro, Belinha, João que me acompanharam durante esse tempo de curso e crescimento pessoal, com ótimas conversas e convivência.

À Serginho Noronha, Fabrício Assis, Potira Hermuche e Dilmar Muniz pelo auxílio com o desconhecido sensoriamento remoto e na análise e interpretação dos dados.

À Joseane Padilha e Pedro Eisenlohr pela atenção e profissionalismo em tratar comigo sobre a análise estatística da dissertação.

À preciosa equipe de campo que esteve comigo nesses 82 dias de Amazônia. Daniel Vieira, Juarez, Nilton, Antônio Barreto, Raíssa Ribeiro, Rafael Niemayer, Helena Lara, Gustavo Mariano, Artur, Glocimar, João Benedito, Aécio.

Obrigado a toda equipe de pesquisadores e técnicos da EMBRAPA – CENARGEN pelo incentivo nesse início de carreira como Botânico. Bruno Walter, Luciano Bianchetti, Aldicir Scariot, Glocimar Pereira, e João Benedito.

Finalmente à Universidade de Brasília e a seu quadro de professores e funcionários que me acolheram muito bem e ajudaram no que foi possível. Em especial aos docentes Cristiane, Cássia, Paulo Câmara e ao secretário Eduardo.

À CAPES pela concessão da bolsa de mestrado durante todo o curso.

À floresta Amazônica.

*Que é a maior interessada e a qual tive a audácia de tentar entender.*

Eu não estou interessado em muita teoria....

Amar e mudar as coisas me interessam muito mais.

A minha alucinação é viver o dia-a-dia...

E meu delírio é a experiência com coisas reais.

Adaptado de Belchior 1976. “Alucinação”

## SUMÁRIO

ÍNDICE DE FIGURAS .....	ii
ÍNDICE DE TABELAS .....	iii
RESUMO .....	iv
ABSTRACT .....	vi
1. INTRODUÇÃO .....	1
2. METODOLOGIA .....	6
<i>Área de estudo</i> .....	6
<i>Estrutura e composição da vegetação</i> .....	8
<i>Histórico de uso</i> .....	9
<i>Paisagem</i> .....	11
<i>Análises dos dados</i> .....	12
3. RESULTADOS .....	13
<i>Velocidade da regeneração florestal</i> .....	13
<i>Regeneração natural vs. histórico de uso e paisagem</i> .....	18
4. DISCUSSÃO .....	20
<i>Velocidade da regeneração florestal</i> .....	20
<i>Heterogeneidade florística da regeneração natural</i> .....	23
<i>Importância do histórico de uso e da paisagem na regeneração natural</i> .....	24
<i>Implicações para restauração</i> .....	27
5. CONCLUSÃO .....	28
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	29
ANEXOS .....	38



## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Localização aproximada da área de estudo no sudoeste da amazônia brasileira (estrela vermelha) e das unidades amostrais (pontos vermelhos) na margem direita do rio Madeira em Porto Velho, Rondônia. fonte: <i>Landsat</i> 8 (233/67) de 18 de junho de 2014 (USGS, 2014). .....	7
<b>Figura 2.</b> Relação do tempo de abandono das 34 pastagens com a riqueza de espécies (A), com a área basal (B), o número de caules (C), os valores do eixo 1 (47% de explicação) da NMDS (D) e a abundância relativa das espécies pouco abundantes (< 2 plantas) (E). .....	15
<b>Figura 3.</b> Ordenação (NMDS) para 34 UA a partir da matriz de abundância das 216 espécies arbóreas amostradas. Círculos azul escuro são ua com zero anos desde o abandono, cinza com 1 ano, preto com dois anos, azul claro com 3 anos, amarelo com 4 e 5 anos, verde com 6 anos, e vermelho com 7 e 8 anos. Explicação do eixo 1 = 47% e eixo 2 = 25% ( $P < 0,005$ e $P = 0,05$ , respectivamente para o teste de monte carlo). Estresse final = 15,65 e instabilidade final = 0,001 .....	16
<b>Figura 4.</b> Abundância relativa das dez espécies de maior frequência absoluta em toda a amostragem ao longo da cronosequência.....	17
<b>Figura 5.</b> Número de caules medidos para o gênero <i>Vismia</i> (cinza) em comparação ao número de caules medidos para as outras espécies (branco), comparado à riqueza de espécies (pontos vermelhos) em cada unidade amostral organizada em ordem crescente segundo o tempo de abandono da pastagem em anos. ....	18

## ÍNDICE DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Modelos de regressão linear simples mostrando a equação da reta ( $\beta_0$ e $\beta_1$ ) e relação das três variáveis resposta ( $Y(x)$ ), riqueza de espécies, área basal e número de caules com o tempo de abandono da pastagem em anos. ....	14
<b>Tabela 2.</b> Valores de correlação semiparcial mostrando a importância da variável preditora tempo de abandono da pastagem ( $X_1$ ) em explicar a variação das três variáveis resposta ( $Y(x)$ ) segundo modelos de regressão linear múltipla. $*P < 0,05$ ; $**P < 0,005$ . ....	19
<b>Tabela 3.</b> Valores de correlação semiparcial mostrando a importância das variáveis preditoras tempo de uso da pastagem ( $X_2$ ) e tempo do último uso da pastagem ( $X_3$ ) em explicar a variação das três variáveis resposta ( $Y(x)$ ) segundo modelos de regressão linear múltipla. $P > 0,05$ em todos os casos. ....	19
<b>Tabela 4.</b> Valores de correlação semiparcial mostrando a importância das variáveis preditoras cobertura de floresta 0 – 60 m ( $X_4$ ), cobertura de floresta 60 – 110 m ( $X_5$ ) e cobertura de floresta de 110 – 210 m ( $X_6$ ) em explicar a variação das três variáveis resposta ( $Y(x)$ ) segundo modelos de regressão linear múltipla. $P > 0,05$ em todos os casos. ....	20

## RESUMO

A Amazônia brasileira tem cerca de 6,5% do seu território convertido em pastagens, que quando abandonadas, formam na paisagem um mosaico de sítios secundários em diferentes estágios de sucessão florestal. Essas pastagens representam boa parte da demanda por restauração de áreas degradadas. Os primeiros anos da regeneração natural da floresta tropical úmida a partir de pastagem têm sido geralmente investigados através de cronossequências amplas. Os objetivos do presente trabalho foram conhecer a velocidade da regeneração natural expressa na estrutura e na riqueza de comunidades vegetais em pastagens abandonadas no sudoeste da Amazônia brasileira através de cronossequência curta, e investigar a influência do histórico de uso e da cobertura florestal circundante nesse processo. O estudo foi realizado em áreas rurais localizadas a aproximadamente 100 km a oeste de Porto Velho-RO. Foram instaladas parcelas de 314 m<sup>2</sup> em 34 pastagens abandonadas em diferentes estágios de regeneração, e que no passado estiveram sob uso prolongado (média 10 anos). Nelas, todos os indivíduos de espécies arbóreas  $\geq 30$  cm de altura foram identificados e medidos. Para estimar o tempo total de uso, o tempo do último uso e o tempo de abandono da pastagem (tempo de encapoeiramento) utilizou-se valores do *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) obtidos na série histórica do satélite *Landsat* de 1984 até 2013. A porcentagem de cobertura florestal circundante em cada parcela foi calculada a partir da intersecção de três *buffers* circulares (0 – 60 m, 60 – 110 m e 110 – 210 m) com uma classificação supervisionada das imagens de satélite. Foram amostrados 6.380 caules, distribuídos em 215 espécies/morfo-espécies agrupadas em 126 gêneros e 53 famílias. As duas espécies mais importantes foram *Vismia guianensis* e *V. gracilis* (Hypericaceae), que juntas corresponderam a 40% da abundância, 70% da frequência e 101% do IVI (Índice de Valor de Importância) das comunidades amostradas.

A maioria das espécies (164) foram registradas no máximo em quatro parcelas e tiveram individualmente  $IVI < 1\%$ . A riqueza aumentou em cerca de cinco espécies a cada ano de abandono da pastagem ( $R^2 = 0,72$ ;  $p < 0,001$ ), enquanto que a área basal cresceu  $0,06 \text{ m}^2$  por ano ( $R^2 = 0,63$ ;  $p < 0,001$ ). A ocorrência de espécies pouco abundantes ( $< 2$  plantas) aumentou com o tempo do abandono, enquanto a abundância relativa das principais espécies pioneiras tendeu a reduzir com o avanço da sucessão florestal. Mesmo constrangida pelo uso prolongado frequentemente associado a queimadas, a regeneração natural ocorre de forma relativamente rápida devido ao alto potencial de rebrota das espécies pioneiras que formam sítios secundários nos primeiros anos de sucessão. Em um segundo momento a regeneração é favorecida pela dispersão de sementes, possivelmente influenciada pela cobertura florestal adjacente, o que foi marginalmente suportado pelos resultados do presente estudo. É importante que ações de restauração ecológica em pastagens abandonadas na Amazônia considerem o potencial de regeneração natural da floresta, tendo em vista a velocidade e a intensidade desse processo, e considerando também o histórico de uso e a paisagem adjacente. Esforços visando a recuperação de áreas devem ser direcionados para manutenção do processo de regeneração natural (incluindo proteção contra o fogo) em detrimento a ações mais onerosas como o plantio de mudas e enriquecimento.

**Palavras-chave:** Restauração ecológica; Rondônia, Sucessão florestal; *Vismia*.

## ABSTRACT

The Brazilian Amazon has around 6.5% of its territory converted into pastures that when abandoned transform the landscape into a mosaic of secondary sites in different stages of forest succession. Such pastures represent most of the current demand for restoration of degraded areas. The first years of natural regeneration of pastures into tropical rain forest have been investigated using long-term chronosequences. The aims of this study were to understand the speed of natural regeneration expressed in the structure and richness of plant communities in abandoned pastures in the southwest of the Brazilian Amazon by looking at short-term chronosequence, and to investigate the influence of the history of land-use and adjacent forest cover in this process. This study was carried out in rural lands located around 100 km west of Porto Velho-RO. We installed 314 m<sup>2</sup> plots in 34 abandoned pastures in different stages of natural regeneration that have previously been subject to long-term use (10 years average). All individuals belonging to tree species  $\geq 30$  cm height were identified and measured. In order to estimate the total time of use, the time since last use, and the time of abandonment of pastures (time of “*encapoeiramento*”), we used the Normalized Difference Vegetation Index calculated from a historical series of Landsat satellite images from 1984 to 2013. The percentage of forest cover adjacent to each plot was calculated by intersecting three circular buffers (0 – 60 m, 60 – 110 m and 110 – 210 m) with a supervised classification of satellite images. We sampled 6380 stems belonging to 215 species/morphospecies grouped in 126 genera and 53 families. The two most important species were *Vismia guianensis* and *V. gracilis* (Hypericaceae) that together represented 40% of abundance, 70% of frequency, and 101% of IVI (Importance Value Index) of the communities sampled. Most species (164) were recorded in a maximum of four plots and had an individual IVI  $< 1\%$ . Richness increased by ca. five species per year

after pasture abandonment ( $R^2 = 0.72$ ;  $p < 0.001$ ), while basal area increased  $0.06 \text{ m}^2$  per year ( $R^2 = 0.63$ ;  $p < 0.001$ ). The occurrence of rare species ( $< 2$  individuals) increased with time since abandonment, while relative abundance of the main pioneer species decreased with the advance of forest succession. Although constrained by long-term use associated with managed fires, natural regeneration in abandoned pastures occurs relatively rapidly due to the high capacity of resprouting of pioneer species, which form secondary sites during the first years of succession. Afterwards, regeneration is favoured by seed dispersal, possibly influenced by the adjacent forest cover, which was marginally supported by our results. It is important that initiatives related to ecological restoration of abandoned pastures in the Amazon consider the natural potential of forest regeneration, considering both the speed and intensity of the process, as well as land use history and the surrounding landscape. Efforts aiming at land restoration should be focused on the maintenance of the process of natural regeneration (including protection against fire) as opposed to more expensive measures such as planting seedlings and enrichment.

**Key-words:** Ecological restoration; Forest Succession; Rondonia; *Vismia*.

## 1. Introdução

Pastagens abandonadas na Amazônia formam na paisagem um mosaico de florestas secundárias com diferentes idades e estágios de regeneração natural (Dobson, 1997; Ferraz et al., 2005). Antes do abandono, essas pastagens são comumente utilizadas por tempo prolongado e manejadas com fogo para combater as plantas nativas que resistem ao manejo durante a renovação da pastagem (Williamson et al., 2012). O tempo e a intensidade do uso da pastagem antes do abandono têm relação inversa ao potencial de regeneração da floresta (Uhl et al., 1988; Nepstad et al., 1990; Nepstad et al., 1996; Pascarella et al., 2000).

A dispersão de sementes, o banco de sementes no solo e a rebrota de caules e raízes são os principais mecanismos responsáveis pelo potencial de reestabelecimento da floresta. A atividade dispersora dos morcegos é conhecida por ser importante aliada na promoção da regeneração natural na paisagem fragmentada da Amazônia. Esses mamíferos deslocam-se longas distâncias em paisagens fragmentadas (Bernard & Fenton, 2003) e dispersam durante o voo sementes de importantes gêneros de espécies pioneiras como *Cecropia*, *Bellucia*, *Solanum* e *Vismia* (Uieda & Neto, 1985). Ao contrário, as aves são geralmente pouco efetivas em dispersar sementes em pastagens extensas e que não dispõem de poleiros para pouso (Uhl et al., 1988; Laurance et al., 2011). A chegada de propágulos através da dispersão é importante à regeneração natural, pois o banco de sementes das espécies florestais em áreas agrícolas é rapidamente eliminado por herbivoria e dessecação (Aide & Cavelier, 1994; Nepstad et al., 1996). Áreas extensas de pastagens têm a chuva de sementes restrita somente às proximidades da borda florestal adjacente, o que limita a chegada de propágulos em áreas em regeneração (Holl, 1999; Guariguata & Ostertag, 2001; Mesquita, et al., 2001; Hooper et al., 2005; Wieland et al., 2011). Consequentemente, o rebrotamento constitui-

se no principal processo para iniciar a regeneração natural imediatamente após o distúrbio e impulsionar a sucessão florestal em áreas intensamente perturbadas na floresta tropical úmida (Uhl et al., 1988; Guariguata & Ostertag, 2001; Wieland et al., 2011).

Sucessão florestal secundária é a vegetação lenhosa que se regenera após o desmate completo para implementação de pastagens ou qualquer outra atividade, antrópica ou não, que retire a floresta primária (Corlett, 1994; Finegan, 1996; Guariguata & Ostertag, 2001). Nas pastagens, a sucessão florestal tem início a partir do estabelecimento das espécies pioneiras, principalmente por rebrotamento (Wieland et al., 2011). As espécies pioneiras gradativamente eliminam a cobertura da gramínea exótica por sombreamento e simultaneamente funcionam como poleiros naturais que atraem dispersores (Connell & Slatyer, 1977; Finegan, 1984). Portanto, favorecem a chegada e o estabelecimento de outras espécies florestais, na maioria das vezes tolerantes à sombra (Letcher & Chazdon, 2009). Para entender a sucessão florestal nessas florestas secundárias, estudos em cronosequência têm sido amplamente utilizados, pois geram resultados aproximados da dinâmica sobre a regeneração natural amostrando áreas em diferentes estágios de regeneração (Finegan, 1984; Chazdon et al., 2007; Letcher & Chazdon, 2009).

O histórico de uso das áreas tem sido apontado como grande responsável por tornar mais complexo o entendimento do processo de regeneração natural e sucessão florestal na floresta tropical úmida (Uhl et al., 1998; Guariguata & Ostertag, 2001). Diferenças na velocidade da regeneração natural e na substituição de espécies durante a sucessão florestal, bem como alterações na composição de espécies e estrutura da comunidade têm sido associados aos diferentes tipos e intensidade do uso da terra (Uhl et al., 1988; Aide et al., 2000; Laurance et al., 2011). Por exemplo, em pastagens



utilizadas por mais de quatro anos e que foram frequentemente queimadas na Amazônia, formam-se florestas secundárias dominadas pelo gênero *Vismia* (Williamson et al., 1998; Mesquita et al., 2001). Por outro lado, pastagens abandonadas após pouco uso (< 2 anos) regeneram-se mais rápido e acumulam mais espécies com o tempo de abandono (Uhl et al., 1988; Letcher & Chazdon, 2009).

Como já dito, a regeneração natural em pastagens intensamente utilizadas depende da proximidade da fonte de propágulos ( Mesquita et al., 2001; Florentine & Westbrooke, 2004), pois essas áreas perderam boa parte do seu banco de raízes e sementes do solo devido ao manejo intenso. Além disso, o aumento da distância da borda florestal reduz drasticamente a chegada de propágulos às pastagens e aos sítios secundários (Cubinã & Aide, 2001; Mesquita et al., 2001; Wieland et al., 2011). Experimentos de campo apontaram a limitada dispersão de sementes a partir da borda da floresta (Zimmerman et al., 2000; Cubinã & Aide, 2001; Hooper et al., 2005; Günter et al., 2007), mas a influência da paisagem sobre a regeneração natural e a sucessão florestal ainda é pouco compreendida (Chazdon et al., 2007). Em geral, tem-se que a paisagem florestal adjacente não influencia o acúmulo de espécies ou de biomassa na regeneração natural em pastagens abandonadas (Pascarella et al., 2000; Letcher & Chazdon, 2009; Howe & Pantaleon, 2010).

Considerando as barreiras à regeneração natural, técnicas de manejo podem ser empregadas para acelerar esse processo (Florentine & Westbrooke, 2004). Diferentes estratégias de restauração têm sido testadas para a floresta tropical úmida, por exemplo, o plantio de mudas, o plantio de estacas, a semeadura direta e a condução da regeneração natural (Lamb et al., 2005; Cole et al., 2011). Essa última é uma interessante estratégia para restauração de grandes áreas, pois tem menor custo de implantação e execução, e pode apresentar resultados satisfatórios quanto ao potencial

de recuperação e similaridade florística com sítios de floresta mais avançados (Aide et al., 2000; Chazdon et al., 2007).

Medir e acompanhar o desenvolvimento da floresta secundária em regeneração natural é um desafio em áreas extensas e de difícil acesso, como na Amazônia. É importante, portanto, a adoção de tecnologias que identifiquem o tipo e a intensidade do uso da terra após a retirada da floresta, e assim, indiquem ações que promovam a regeneração natural e acelerem a sucessão florestal, considerando o estágio de recuperação em que as áreas se encontram. O sensoriamento remoto é uma ferramenta promissora para esse monitoramento (Steininger, 1996; Rignot et al., 1997; Lucas et al., 1998; Helmer et al., 2000; Vieira et al., 2003; Arroyo-Mora et al., 2005; Lu, 2005), pois é disponível sem custo imagens frequentes e atualizadas de várias regiões, incluindo a Amazônia (USGS, 2014).

A demanda por restauração de áreas tem aumentado devido à necessidade das propriedades se adequarem à legislação florestal brasileira (Brasil, Lei nº 12.651/2012). Além disso, a construção de barramentos hidroelétricos nos principais rio da Amazônia (e.g. Moser et al., 2014) demanda a restauração de áreas degradadas no entorno dos reservatórios das hidrelétricas por se tratarem de Áreas de Proteção Permanente (APP). A maior parte das áreas indicadas a restauração são pastagens abandonadas, onde o processo de restauração inclui alto investimento com preparo do solo, combate a *Brachiaria* sp. Além do mais oneroso, a produção, o plantio e a manutenção de mudas plantadas. O recurso utilizado para restaurar floresta tropical pode ser otimizado e reduzido quando a regeneração natural das áreas abandonadas tem alto potencial.

Até o momento, a regeneração natural inicial da floresta tropical úmida em pastagens intensamente manejadas e de uso prolongado foi investigada por cronossequências amplas. E diversos desses estudos apontam uma sucessão florestal

com lenta acumulação de espécies e biomassa, com predomínio de gramíneas, ervas, arbustos e com reduzida presença de espécies arbóreas florestais (Uhl et al., 1988; Aide et al., 1995; Aide et al., 1996; Guariguata et al., 1997; Aide et al., 2000; Aide et al., 2000; Chazdon et al., 2007, Letcher & Chazdon, 2009; Wieland et al., 2011). Investigar mais detalhadamente os primeiros anos da regeneração natural em pastagens abandonadas após uso prolongado é importante pois pode responder: Qual a velocidade da regeneração nos primeiros anos após o abandono? E como o histórico de uso em pastagens abandonadas e fatores relacionados à paisagem podem influenciar esse processo? Além de contribuir com o entendimento da regeneração natural na floresta tropical.

Visando contribuir com o planejamento da restauração em pastagens na Amazônia os objetivos deste trabalho são: (1) conhecer a velocidade da regeneração natural expressa na estrutura, na riqueza e na composição florística através do estudo de uma cronossequência, a fim de caracterizar o início da sucessão florestal em pastagens após uso prolongado; (2) investigar a influência do tempo de abandono da pastagem, do tempo de uso da pastagem, do tempo de uso consecutivo da pastagem e da cobertura florestal circundante sobre esse processo. Considerando o histórico de colonização da região com elevada fragmentação florestal para implantação de pastagens intensamente manejadas, espera-se que a regeneração natural seja lenta nas pastagens abandonadas na região de Porto Velho. Espera-se que o aumento do tempo de uso total e do último tempo de uso da pastagem desacelerem o processo de regeneração florestal, enquanto que uma maior cobertura florestal no entorno das pastagens abandonadas acelere esse processo.

## 2. Metodologia

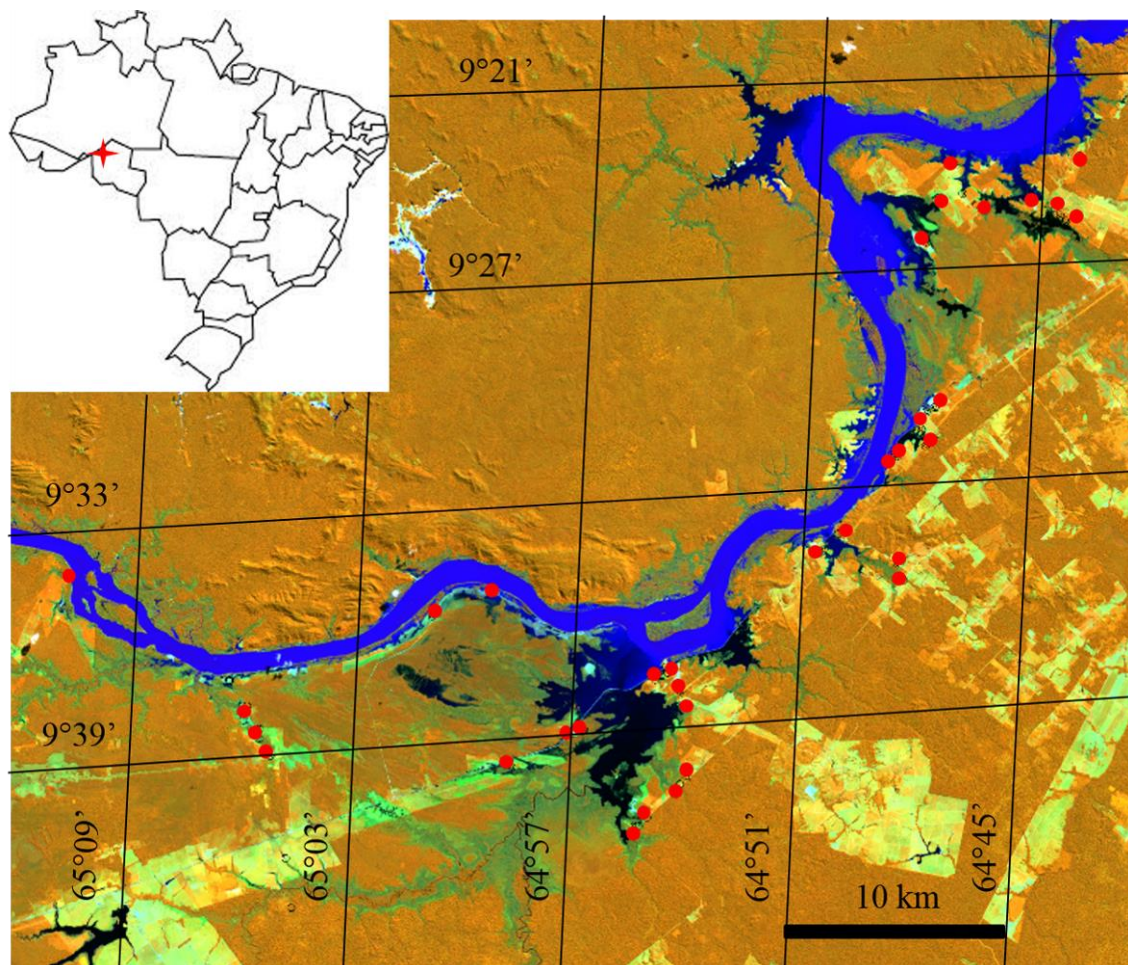
### *Área de estudo*

A amostragem foi conduzida em pastagens abandonadas indicadas à restauração ecológica no sudoeste da Amazônia brasileira, na bacia do rio Madeira, em propriedades rurais localizadas aproximadamente a 100 km a oeste da cidade de Porto Velho, Rondônia, Brasil (Figura 1). O clima na área de estudo é tropical úmido hipertérmico (Cochrane & Cochrane, 2010). A temperatura varia de 20°C a 33°C durante o dia e a precipitação varia de 1700 a 2200 mm.ano<sup>-1</sup>, com estação seca de junho a outubro, acentuada de julho e agosto (INMET, 2013). A altitude das áreas indicadas à restauração varia entre 83 e 144 metros e correspondem à APP do reservatório da usina hidroelétrica de Jirau (UHE Jirau). O local tem o histórico de colonização iniciado na década de 1970, marcado pela derrubada da floresta primária e secundária para o estabelecimento de pastagens, o que foi acentuado após a construção da rodovia BR-364 (Fearnside, 1986).

O Latossolo é predominante na área de estudo, o qual é associado originalmente à floresta de terra firme (Cochrane & Cochrane, 2010; Santos et al., 2013) e no presente às áreas de atividades pastoris no lado direito do rio Madeira. A margem direita do rio Madeira é caracterizada por formação geológica recente, com grandes depósitos aluviais, e pelas formações vegetais de transição entre floresta de terra firme, campinaranas e floresta de várzea. Essas áreas de transição estão associadas a Gleissolos e sofrem encharcamento sazonal, o que contribui para a heterogeneidade florística e estrutural local (Moser et al., 2014).

A região foi alvo de inventários fitossociológicos em áreas de floresta de terra firme, onde foi encontrada elevada riqueza florística (cerca de 900 espécies), sendo que a maioria das espécies ocorreu em baixas densidades nos 20 hectares amostrados

(Moser et al., 2014). Nesse estudo, as espécies *Attalea speciosa* Mart. ex Spreng, *Euterpe precatoria* Mart., *Eschweilera coriacea* (DC.) S.A. Mori, *Gustavia augusta* L. *Miconia argyrophylla* DC., *Rinorea falcata* (Mart. ex Eichler) Kuntze, *Virola calophylla* Warb. e *Lacmellea* sp. apresentaram os maiores Índices de Valor de Importância (IVI) para a comunidade do estrato arbóreo. Fatores associados ao solo como, soma de bases, drenagem e textura, tiveram maior influência na distribuição das espécies arbóreas (Moser et al., 2014).



**Figura 1.** Localização aproximada da área de estudo no sudoeste da Amazônia brasileira (estrela vermelha) e das unidades amostrais (pontos vermelhos) na margem direita do rio Madeira em Porto Velho, Rondônia. Fonte: *Landsat* 8 (233/67) de 18 de junho de 2014 (USGS, 2014).

### *Estrutura e composição da vegetação*

Foram instaladas e georreferenciadas 34 unidades amostrais (UA) circulares de raio 10 metros em áreas de pastagens abandonadas que originalmente eram floresta de terra firme (Figura 1). As áreas foram selecionadas por mosaico de fotografias aéreas de alta resolução (*pixel* 0,5 metros) e visita a campo, de modo a abranger máxima distribuição na área de estudo (extensão do reservatório da UHE Jirau) e variação do gradiente da vegetação secundária (desde pastagem homogênea até capoeira; Anexo 1). As pastagens abandonadas da região são marcadas pelo manejo intensivo caracterizado pelo uso de herbicidas, roçagem para manutenção da gramínea plantada e do fogo para renovação da pastagem.

Todos os caules de espécies arbóreas com altura  $\geq 30$  cm foram numerados, identificados e medidos para obtenção dos parâmetros fitossociológicos convencionais (frequência absoluta e relativa, densidade absoluta e relativa, dominância absoluta e relativa). O IVI foi calculado pela soma dos três parâmetros relativos da estrutura (Shepherd, 2009). O diâmetro dos caules livres de nós ou deformações foi tomado com paquímetro digital à altura do solo (DAS). As palmeiras regenerantes, todas pertencentes a espécie *Attalea speciosa*, foram contadas e tiveram seu diâmetro estimado em 20 cm, segundo o proposto por Gehring et al. (2011), pois o estipe não estava aparente. A identificação foi realizada em campo por parataxonomistas com o auxílio de guias de identificação (Ribeiro et al., 1999; Wittmann et al., 2010). Foram coletados materiais testemunho das espécies amostradas sempre que possível para melhor identificação das mesmas. O material coletado foi comparado ao acervo do Herbário da Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia (CEN), onde estão depositadas coleções realizadas na região deste 2008 (Simon et al., 2012). As coleções tiveram as identificações e os nomes confirmados através de sites especializados

(Jstor/Global Plant, 2014; Lista de Espécies da Flora do Brasil, 2014) e foram depositadas no herbário CEN.

Através dos parâmetros fitossociológicos foram construídas três variáveis resposta da regeneração natural em 34 UA: riqueza de espécies (número de espécies por UA), área basal (dominância absoluta por UA) e densidade de caules medidos (número de ramificações por UA). Para entender a modificação florística ao longo da cronossequência foram selecionadas para análises as dez espécies que tiveram os maiores valores e frequência absoluta, e também as espécies pouco abundantes, que aconteceram em até dois indivíduos em toda a amostragem. Complementar a isso, foi comparada a importância de espécies do gênero *Vismia* em relação às outras espécies ao longo da cronossequência.

#### *Histórico de uso*

Foram utilizados quatro fatores potencialmente preditores da regeneração natural e da sucessão florestal da floresta de terra firme a partir de pastagens abandonadas na Amazônia: (i) tempo de uso da pastagem, período entre o desmatamento da floresta e o último uso como pastagem (ii) tempo do último uso consecutivo da pastagem, período entre a última renovação da pastagem e o último ano de uso como pastagem (iii) tempo de abandono da pastagem e (iv) cobertura de floresta circundante (ver item paisagem). Para este estudo convém ressaltar que o tempo de abandono da pastagem refere-se ao momento em que a pastagem deixou de ser manejada e simultaneamente teve a regeneração natural iniciada. Desse modo, propõe-se o termo alternativo “tempo de encapoeiramento da pastagem” que melhor nomeia o que foi considerado pela cronossequência aqui estudada, uma vez que é comum pastagens na floresta tropical serem abandonadas e permanecerem assim por até 10 anos (Aide et al., 1995).

As variáveis preditoras foram construídas pela interpretação dos valores do

*Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) e pelos dados da classificação supervisionada de imagens digitais multiespectrais de satélites da série *Landsat* desde 1984 até 2013 (USGS, 2013), das órbitas-ponto 233/66 e 233/67 em resolução espacial de 30 metros (Anexo 2). As imagens utilizadas foram obtidas durante a estação seca, preferencialmente no mês de agosto, raramente nos meses de julho ou setembro de cada ano. As 60 imagens utilizadas têm sistema de projeção UTM, zona 20 L e datum WGS 84, sendo o detalhamento do pré-processamento disponível em (USGS, 2014).

Para o cálculo do NDVI, utilizou-se as faixas espectrais (bandas) nos comprimentos de onda do infravermelho próximo (NIR) e do vermelho visível (VIS). Para cada conjunto de quatro *pixels* que representam as UA nas imagens, foi calculada a média dos valores digitais para as bandas NIR e VIS. A partir dos valores médios dessas bandas foi calculado manualmente o NDVI (Meneses & Almeida, 2012). Esse índice varia de  $-1$  a  $1$  e permite separar áreas abertas de áreas florestadas ou daquelas em início de regeneração natural (Meneses & Almeida, 2012).

Uma biblioteca espectral foi montada ao se comparar a verdade de campo adquirida pela amostragem fitossociológica e descrição da vegetação em maio de 2013 à resposta espectral da imagem *Landsat* de junho de 2013. Considerando-se três categorias: áreas de pastagem ativa, áreas de transição e áreas em regeneração. Áreas consideradas como pastagem ativa (média de 652 plantas/ha) tiveram  $NDVI \leq -0,03$ , 30% de cobertura de árvores e gramínea plantada vigorosa. Áreas de transição (média de 2823 plantas/ha) tiveram NDVI entre  $-0,03$  e  $0,07$ , I.C. 10%, cobertura de árvores entre 30% a 50% e ainda tinham a presença vigorosa da gramínea plantada. Áreas em regeneração (média de 4518 plantas/ha) tiveram  $NDVI \geq 0,07$ , mais de 50% de cobertura de árvores e o dossel integralmente fechado. A densidade média foi obtida pela amostragem fitossociológica e a porcentagem da cobertura arbórea foi obtida



através de estimativa visual e caracterização da vegetação em campo (Anexo 3). O tempo de abandono da pastagem foi contado na série histórica a partir do ano em que teve valores de NDVI  $> -0,03$  (Áreas em transição).

Houve tentativa de se estimar o número de queimadas nas pastagens amostradas através de imagens *Landsat*. No entanto, a dificuldade de se obter imagens adequadas (com baixa cobertura de nuvens) e a baixa disponibilidade temporal das imagens, que possuem frequência quinzenal, dificultou a coleta dessa variável, uma vez que com base em análise realizada a resposta espectral para o fogo foi eliminada em aproximadamente 15 dias. Desse modo, a estimativa do número de eventos de queimadas nas pastagens abandonadas não foi utilizada nas análises, uma vez que essa variável foi provavelmente subestimada.

### *Paisagem*

A cobertura de floresta circundante foi subdividida em três faixas de distância a partir de um arquivo vetorial com três *buffers* concêntricos que estabeleceram faixas de 0 – 60 metros, 60 – 110 metros e 110 – 210 metros de centro em cada uma das 34 UA em imagens classificadas em floresta e não floresta (Anexo 4). Foram definidas essas distâncias pois é conhecido que áreas de pastagens distantes 40 metros da borda da floresta primária têm chuva de sementes grandes reduzida a zero (Zimmerman et al., 2000; Cubiña & Aide, 2001; Hooper et al., 2005; Günter et al., 2006), no entanto, sementes anemocóricas e zoocóricas pequenas são dispersas até 250 metros (Holl, 1999). Como a área da parcela (314 m<sup>2</sup>) representa um terço do *pixel*, foi incluída nos cálculos da paisagem, no entanto, representou apenas 3% do *buffer* de 60 metros. Para a classificação supervisionada utilizou-se todas as faixas espectrais não ruidosas disponíveis nas imagens e o algoritmo de máxima verossimilhança (Exelis, 2012; Meneses & Almeida, 2012). Foram incluídas na classe floresta tanto áreas de floresta

primária quanto áreas secundárias com formação de dossel, uma vez que essas duas formações promovem chuva de sementes e poderiam igualmente contribuir como fonte de propágulos para as UA. Para cada faixa de distância, foi calculada a média aritmética da cobertura florestal a partir do ano do abandono de cada pastagem, pois a cobertura florestal circundante pode variar ao longo do tempo em que a área esteve em regeneração. Como os três *buffers* têm áreas totais diferentes, os dados foram transformados em porcentagem.

### *Análises dos dados*

Foi investigada a relação do tempo de abandono da pastagem com: (i) as três variáveis resposta da regeneração natural, (ii) os valores do primeiro eixo da NMDS (*Non metric Multidimensional Scaling*) a partir da matriz de abundância de todas as espécies e (iii) a proporção de espécies com até dois indivíduos na amostragem. Essas duas últimas são variáveis resposta da composição da comunidade vegetal. Foi utilizada a NMDS para ordenar as parcelas segundo a matriz quantitativa de abundância das espécies, calculada segundo o índice de Bray-Curtis (McCune & Mefford, 2011).

Para verificar a importância das seis variáveis preditoras (histórico de uso e da paisagem) obtidas por sensoriamento remoto sobre a variação das três variáveis resposta (regeneração natural) foram construídos modelos de regressão linear múltipla (Tabacknick, 2007). A importância das variáveis preditoras foi interpretada através dos seus valores de correlação semiparcial. A correlação semiparcial foi mais valorizada na interpretação dos resultados, pois mostra a importância independente de cada variável preditora para explicar a variação das variáveis resposta, e desconsidera a contribuição compartilhada com outras variáveis preditoras (Tabacknick, 2007). Os dados de riqueza e densidade de caules foram transformados para a escala logarítmica com base 10, a fim de obter a normalidade dos resíduos padronizados nos modelos de regressão múltipla.

As análises foram realizadas utilizando-se o pacote STATISTICA (StatSoft, Inc., 2011).

### 3. Resultados

#### *Velocidade da regeneração florestal*

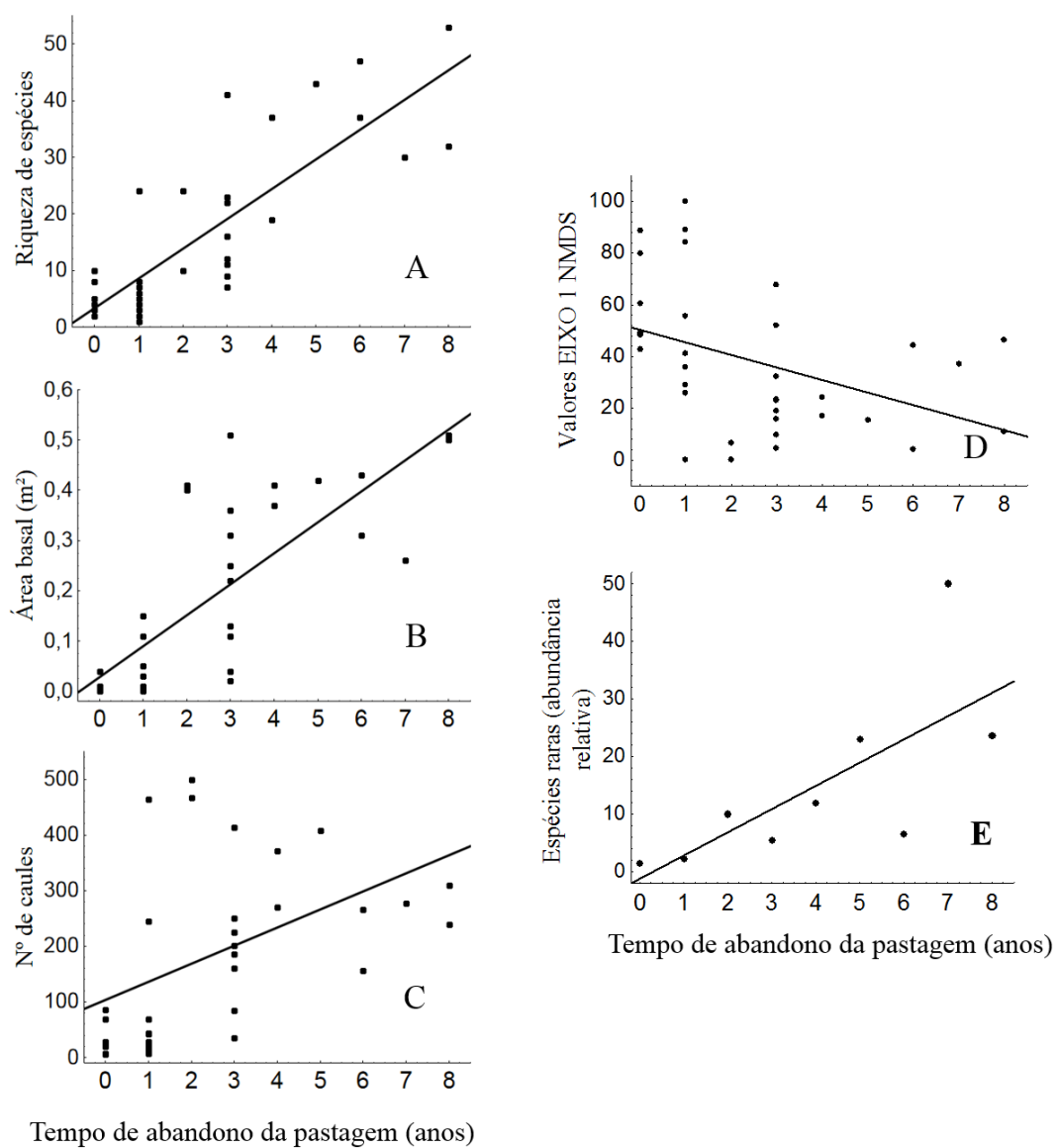
As áreas de pastagens onde foram instaladas as 34 UA formaram uma cronossequência de zero a oito anos de abandono e têm em comum suas extensas dimensões (24 UA não tiveram floresta em raio de até 110 metros) e o histórico de uso prolongado (média de 10 anos; Anexo 5). Em um total de 1 hectare amostrado foram medidos 6.380 caules, que somaram 6,4 m<sup>2</sup> em área basal. Foram encontradas 215 espécies/morfo-espécies, agrupadas em 126 gêneros e 53 famílias; (Anexo 6). A maioria das espécies foram pouco abundantes: 49% com até duas plantas e 54% encontradas em apenas uma UA. As duas espécies dominantes, *Vismia guianensis* (Aubl.) Choisy e *V. gracilis* Hieron. (Hypericaceae) somaram 2.554 caules (40%) e foram encontradas em 70% das UA. *Croton matourensis* Aubl., *Physocalymma scaberrimum* Pohl, *Vismia cayennensis* (Jacq.) Pers. e *Warszewiczia coccinea* (Vahl) Klotzsch, apesar de terem apresentado IVI elevado, ocorreram em menos de 5 UA. A densidade elevada dessas quatro espécies em UA pontuais garantiu a elas um IVI de destaque na comunidade. *Attalea speciosa* foi a terceira espécie mais frequente nas UA (52%). As famílias com maior riqueza de espécies foram Leguminosae com 39 espécies, Melastomataceae, Myrtaceae e Annonaceae com 13 cada uma e Rubiaceae com 10 espécies. Poucas famílias foram frequentes e diversas: 23% foram identificadas em apenas uma UA e 40% tiveram somente uma espécie em toda a amostragem. Arecaceae incluiu apenas a espécie *Attalea speciosa*, mas a frequência e a abundância dessa palmeira na comunidade fizeram com que essa família se destacasse.

As variáveis riqueza de espécie, área basal e densidade de caules aumentaram

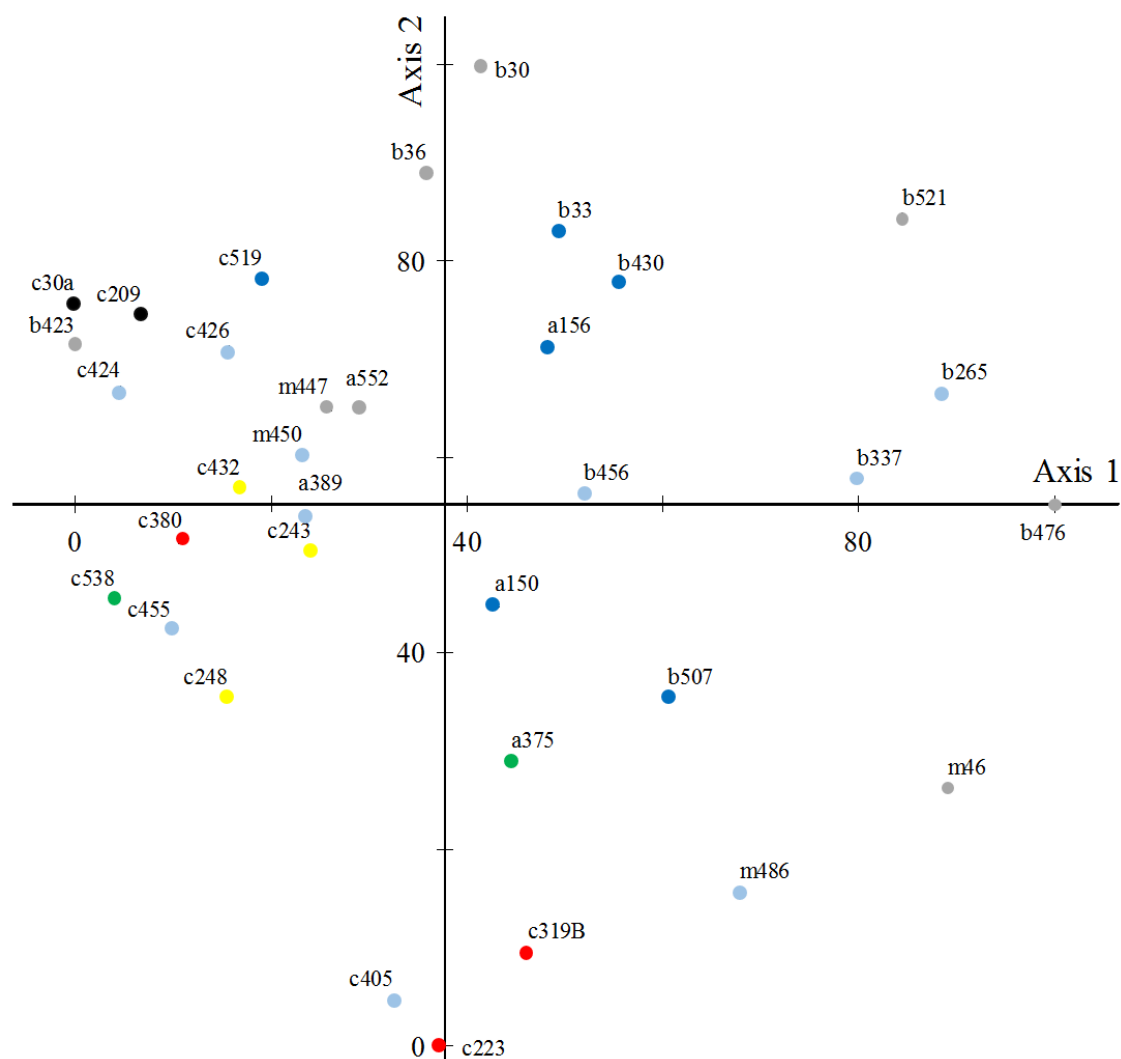
significativamente com o aumento do tempo de abandono das pastagens (Tabela 1; Figuras 2A, B e C). A melhor relação foi para a riqueza de espécies (Tabela 1; Figura 2A), que aumentou em cinco espécies por ano. Densidade foi a variável menos relacionada ao tempo de abandono e parece não ter relação linear clara com o mesmo (Tabela 1; Figura 2B).

**Tabela 1.** Modelos de regressão linear simples mostrando a equação da reta ( $\beta_0$  e  $\beta_1$ ) e relação das três variáveis resposta ( $Y(x)$ ), riqueza de espécies, área basal e número de caules com o tempo de abandono da pastagem em anos.

<b>Y (x)</b>	<b>Equação</b>	<b>Regressão e teste de hipótese</b>
<b>Riqueza (tempo de abandono)</b>	$3 + 5x$	$R^2 = 0,72; p < 0,001$
<b>Área basal (tempo de abandono)</b>	$0,028 + 0,06x$	$R^2 = 0,63; p < 0,001$
<b>Nº de caules (tempo de abandono)</b>	$103 + 32x$	$R^2 = 0,22; p = 0,0063$



**Figura 2.** Relação do tempo de abandono das 34 pastagens com a riqueza de espécies (A), com a área basal (B), o número de caules (C), os valores do eixo 1 (47% de explicação) da NMDS (D) e a abundância relativa das espécies pouco abundantes (< 2 plantas) (E).

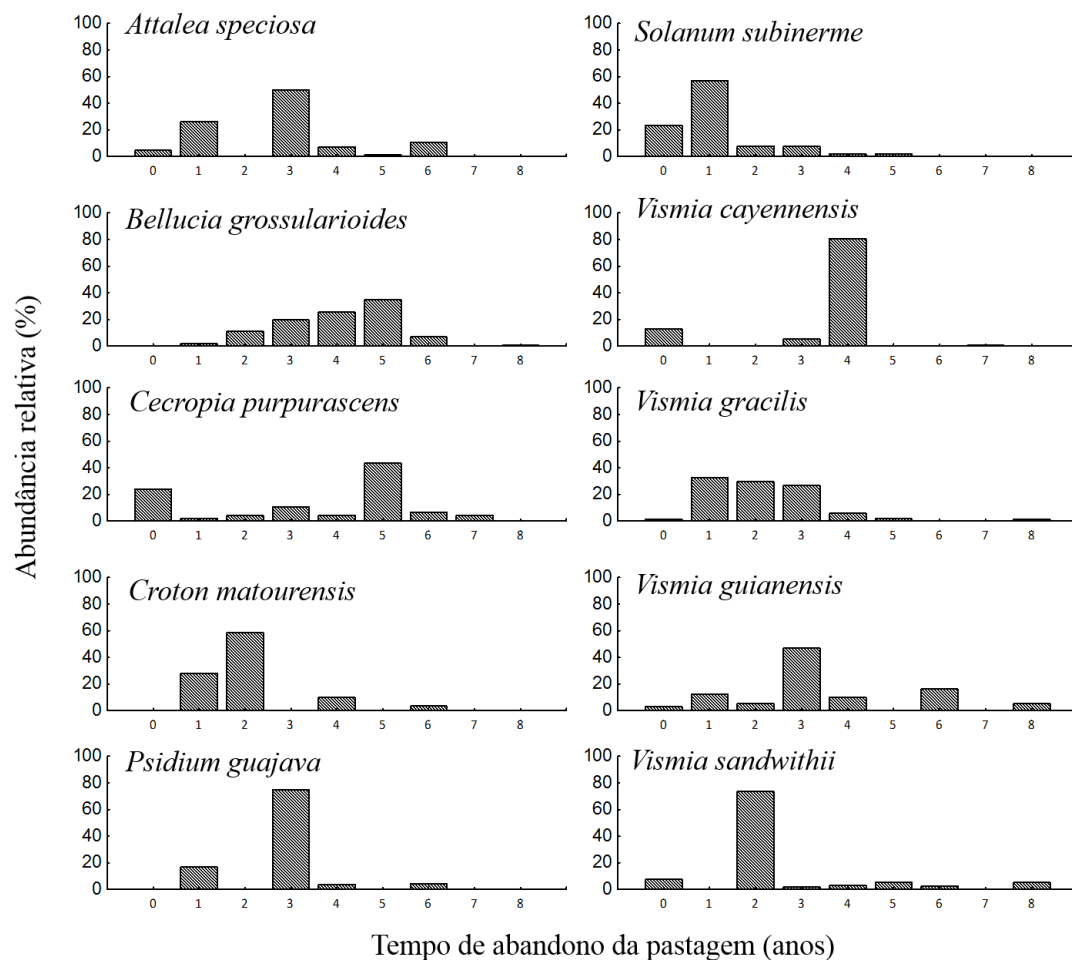


**Figura 3.** Ordenação (NMDS) para 34 UA a partir da matriz de abundância das 215 espécies arbóreas amostradas. Círculos azul escuro são UA com zero anos desde o abandono, cinza com 1 ano, preto com dois anos, azul claro com 3 anos, amarelo com 4 e 5 anos, verde com 6 anos, e vermelho com 7 e 8 anos. Explicação do eixo 1 = 47% e eixo 2 = 25% ( $p < 0,005$  e  $p = 0,05$ , respectivamente para o teste de Monte Carlo). Estresse final = 15,65 e instabilidade final = 0,001

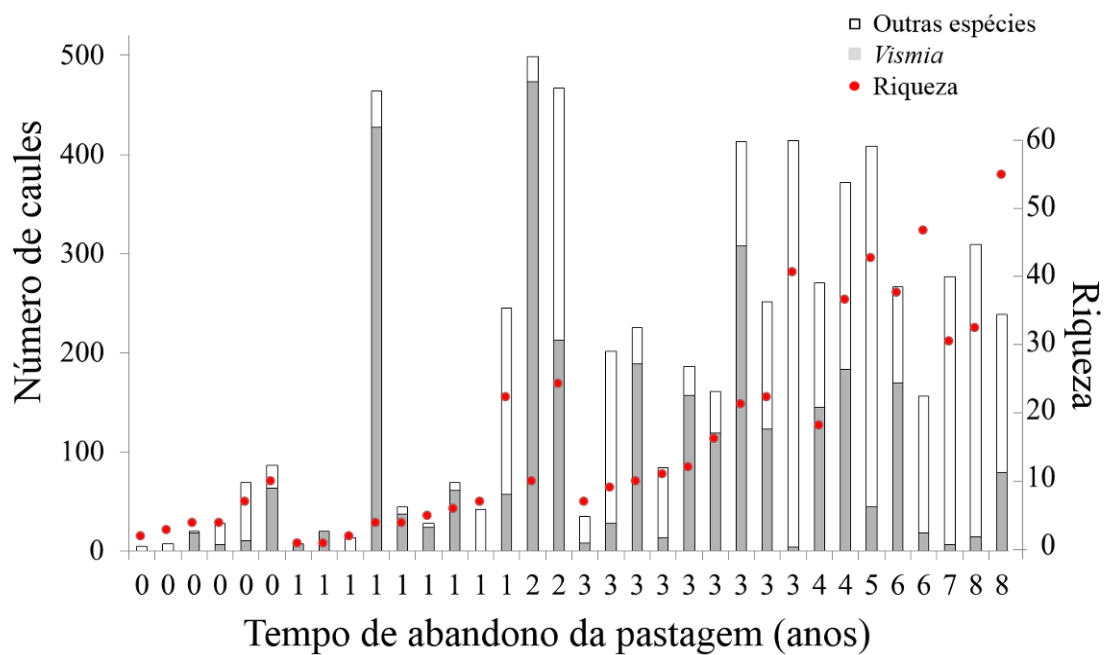
A análise de ordenação NMDS mostrou grande dispersão das UA com relação à composição de espécies, não permitindo a identificação de grupamentos (Figura 3). Porém, o eixo 1 dessa ordenação teve 47% de explicação sobre os dados de abundância das espécies e tendeu a ordenar as UA segundo o tempo de abandono. A composição de espécies, representada pelo primeiro eixo da análise de ordenação NMDS tendeu a

modificar-se com o tempo de abandono da pastagem até oito anos ( $R^2 = 0,46$ ;  $p = 0,002$ ; Figura 2D). Os valores da ordenação tenderam a reduzir com o tempo de abandono, principalmente a partir do segundo e terceiro ano de abandono, e mantiveram-se abaixo de 0,5 a partir do quarto ano de abandono (Figura 2D).

As dez principais espécies pioneiras (espécies de maiores frequências absolutas na amostragem) tenderam à redução da abundância relativa ao longo da cronossequência (Figura 4), enquanto que as espécies pouco abundantes tiveram aumento relativo com o tempo de abandono da pastagem ( $R^2 = 0,51$ ,  $p = 0,03$ ; Figura 2E). As espécies dominantes do gênero *Vismia* tenderam a ser superadas em densidade pelas outras espécies da regeneração natural ao longo da cronossequência (Figura 5).



**Figura 4.** Abundância relativa das dez espécies de maior frequência absoluta em toda a amostragem ao longo da cronossequência.



**Figura 5.** Número de caules medidos para o gênero *Vismia* (cinza) em comparação ao número de caules medidos para as outras espécies (branco), comparado à riqueza de espécies (pontos vermelhos) em cada unidade amostral organizada em ordem crescente segundo o tempo de abandono da pastagem em anos.

#### *Regeneração natural vs. histórico de uso e paisagem*

O tempo de abandono da pastagem foi a variável preditora de maior importância para a explicação da variação na riqueza de espécies, área basal e densidade de caules da regeneração natural amostrada nas 34 UA. Segundo os modelos de regressão múltipla, esse fator teve efeito positivo para as três variáveis resposta e teve importância de 33% até 47% quando controlados os outros fatores (correlação semiparcial). O tempo de abandono da pastagem foi significativamente preditivo quanto a variação das três variáveis resposta. (Tabela 2).



**Tabela 2.** Valores de correlação semiparcial mostrando a importância da variável preditora tempo de abandono da pastagem ( $X_1$ ) em explicar a variação das três variáveis resposta ( $Y(x)$ ) segundo modelos de regressão linear múltipla. \* $P < 0,05$ ; \*\* $P < 0,005$ .

<b><math>X_1</math> = Tempo de abandono da pastagem</b>	
<b><math>Y(x) = \text{Log (riqueza de espécies + 1)}</math></b>	0,44**
<b><math>Y(x) = \text{Área basal}</math></b>	0,47**
<b><math>Y(x) = \text{Log (densidade de caules + 1)}</math></b>	0,33*

O tempo de uso da pastagem e o tempo do último uso consecutivo da pastagem tiveram importâncias semelhantes e inversas de aproximadamente 20% para explicar a variação na área basal e na densidade de caules. O tempo de uso foi quatro vezes mais importante para explicar a variação na riqueza quando comparado ao tempo do último uso consecutivo, que teve explicação praticamente nula. O tempo de uso teve efeito negativo para as três variáveis da regeneração natural (importância negativa). Já o tempo do último uso consecutivo da pastagem teve efeito positivo sobre a variação das variáveis resposta (Tabela 3).

**Tabela 3.** Valores de correlação semiparcial mostrando a importância das variáveis preditoras tempo de uso da pastagem ( $X_2$ ) e tempo do último uso da pastagem ( $X_3$ ) em explicar a variação das três variáveis resposta ( $Y(x)$ ) segundo modelos de regressão linear múltipla.  $P > 0,05$  em todos os casos.

	<b><math>X_2</math>=Tempo de uso da pastagem</b>	<b><math>X_3</math>=Tempo do último uso consecutivo da pastagem</b>
<b><math>Y(x) = \text{Log (riqueza de espécies + 1)}</math></b>	- 0,20	0,05
<b><math>Y(x) = \text{Área basal}</math></b>	- 0,17	0,18
<b><math>Y(x) = \text{Log (densidade de caules + 1)}</math></b>	- 0,20	0,17

As três variáveis preditoras da paisagem, cobertura de floresta nas faixas de distância 0 – 60 m, 60 –110 m e 110 – 210 m, tiveram importância nula para explicar a variação na riqueza de espécies nas pastagens abandonadas. No entanto, esses três fatores tiveram importância crescente, da faixa mais distante para a mais próxima, em explicar a variação na área basal e na densidade de caules da regeneração natural. A cobertura de floresta mais próxima (até 60 m) foi a única variável preditora da paisagem a ter importância semiparcial >10% em explicar essas duas últimas variáveis respostas.

**Tabela 4.** Valores de correlação semiparcial mostrando a importância das variáveis preditoras cobertura de floresta 0 – 60 m ( $X_4$ ), cobertura de floresta 60 –110 m ( $X_5$ ) e cobertura de floresta de 110 – 210 m ( $X_6$ ) em explicar a variação das três variáveis resposta ( $Y(x)$ ) segundo modelos de regressão linear múltipla.  $P > 0,05$  em todos os casos.

	$X_4=0-60m$	$X_5=60-110m$	$X_6=110-210m$
$Y(x) = \text{Log (riqueza de espécies + 1)}$	0,00	- 0,01	0,03
$Y(x) = \text{Área basal}$	0,15	- 0,10	0,05
$Y(x) = \text{Log (densidade de caules + 1)}$	0,16	- 0,09	0,01

#### 4. Discussão

##### *Velocidade da regeneração florestal*

A regeneração natural nas pastagens abandonadas até os oito anos tem dinâmica rápida, tendo a riqueza um aumento estimado de cinco espécies por ano. Essa taxa de incremento na riqueza correspondente a duas vezes mais do que estimado para pastagens abandonadas à regeneração natural na Amazônia Central após longos períodos de uso (Williamson et al., 2012). Outros estudos em cronossequência em floresta tropical úmida apontaram acúmulo de 20 a 40 espécies em pastagens de uso

prolongado e abandonadas até 15 anos em Porto Rico (Aide, et al., 1995; Pascarella et al., 2000) e menos de 10 espécies no Equador (Zahawi & Augspurger, 1999). O tempo de uso superior a 50 anos nesses estudos pode ter influenciado nesses valores menores de riqueza quando comparados aos obtidos nas pastagens abandonadas na bacia do rio Madeira, onde pastagens com 8 anos de abandono acumularam até 50 espécies em 314 m<sup>2</sup>. Na floresta tropical Atlântica foram encontradas menos de 50 espécies nativas regenerando em 900 indivíduos amostrados aos 38 anos de regeneração natural a partir de plantios de recuperação (Suganuma et al., 2014). A distância da matriz florestal (1,6 km) e a não regeneração das espécies plantadas possivelmente influenciaram a riqueza baixa quando comparada às das pastagens abandonadas aqui mostradas.

O aumento da riqueza nas pastagens em Porto Velho deve-se principalmente às espécies pouco abundantes, com IVI < 1%, que se estabeleceram no subosque à medida em que as espécies *Vismia gracilis*, *V. guianensis*, *Bellucia grossularioides*, *Croton matourensis*, *Physocalymma scaberrimum* e *Warszewiczia coccinea* sombrearam as pastagens. Letcher & Chazdon (2009) também apontaram que as espécies que mais contribuem para o aumento da riqueza em áreas secundárias e para a consequente similaridade florística entre os sítios maduros são aquelas encontradas no subosque e nas classes de menores diâmetro.

As espécies de *Vismia* dominaram a maioria das parcelas, como já era esperado para áreas com histórico de uso prolongado e manejadas com fogo (Williamson et al., 1998; Mesquita et al., 2001). Mas outras pioneiras, citadas a cima, também dominaram o dossel em parcelas pontuais, possivelmente naquelas menos utilizadas como pastagem e não manejadas com o fogo, que é um fator que favorece uma forte e uniforme rebrota do gênero *Vismia* (Williamson et al., 2012). As espécies pioneiras originaram-se principalmente por rebrota e foram bastante representadas em termos de área basal e na

densidade de caules da amostragem. A área basal teve incremento linear ao longo da cronosequência de oito anos, e possivelmente permanecerá aumentando nas duas primeiras décadas após o abandono (Williamson et al., 2012). A densidade de caules teve um padrão mais próximo de uma curva, o que é explicado pelo processo natural de auto-desbaste, que reduz a densidade de caules com o avanço da sucessão florestal nos sítios secundários iniciais (Williamson et al., 2012).

As espécies pioneiras parecem ter sido facilitadoras do processo de regeneração natural nas pastagens amostradas. Essas espécies desempenham um importante papel ao eliminar a gramínea exótica (*Brachiaria* sp.) por sombreamento nos primeiros dois anos após o abandono da pastagem (Nepstad et al., 1998). A regeneração por rebrota das pioneiras, especialmente das vismias (Wieland et al., 2011), formou um dossel contínuo que possivelmente atraiu dispersores e criou microsítios adequados à germinação e ao estabelecimento das espécies florestais (Bentos et al., 2013). As espécies florestais são mais tolerantes à sombra (Finegan, 1984) foram favorecidas, pois não tiveram que competir com a gramínea (Nepstad et al., 1996; Miriti, 1998; Holl, 1999). Na sequência, as pioneiras tiveram redução na abundância relativa no final da cronosequência, pois plântulas de *Vismia* sp. são apontadas como pouco competitivas quando sombreadas (Nascimento et al., 2006). Como reforçado no presente trabalho, as espécies de *Vismia* perdem importância ao longo da cronosequência e parecem favorecer a substituição de espécies na sucessão florestal, não restringindo o aumento da riqueza de espécies florestais. Porém, o ritmo de incremento em riqueza em sítios dominados por *Vismia* é mais lento quando comparado a sítios de floresta secundária dominados por outras pioneiras como *Cecropia* (Jakovac et al., 2012).

### *Heterogeneidade florística da regeneração natural*

As áreas em regeneração natural amostradas nesse estudo tiveram semelhança florística com a floresta de terra firme na região de Porto Velho, sendo 70% das espécies identificadas ao nível específico nas pastagens em regeneração também encontradas em áreas de floresta preservada (Moser et al. 2014). *Attalea speciosa*, que teve elevada frequência desde o início da regeneração natural até sítios maduros, ocupou a primeira posição do IVI em áreas de floresta preservada amostradas por Moser et al. (2014). As espécies de *Vismia* também foram comuns às duas amostragens (pastagens em regeneração e floresta). Nas áreas secundárias essas espécies tiveram os maiores valores para o IVI, enquanto na floresta, *Vismia guianensis* foi a oitava espécie mais densa com 16 ind./ha na menor classe de diâmetro, enquanto que *V. cayannensis* e *V. sandwithii* tiveram densidade < 1 ind./ha em todas as classes de diâmetro (Moser et al., 2014).

A análise de ordenação não formou grupamentos claros para as áreas amostradas com base na matriz de abundância das 215 espécies, mesmo para UA com mesmo tempo de abandono. Isso se deve à heterogeneidade florística entre as áreas amostradas, determinada principalmente pelo histórico de uso, que é conhecido por tornar complexo o entendimento da regeneração natural e da sucessão florestal em pastagens abandonadas em floresta tropical (Uhl et al., 1998; Guariguata & Ostertag, 2001). Essa extrema variabilidade na composição florística entre as UA também pode ser explicada pela ocorrência de manchas de determinadas espécies que foram extremamente abundantes em algumas UA, o que reflete a grande heterogeneidade da flora local e baixa frequência da maioria das espécies (Moser et al., 2014).

A elevada heterogeneidade florística em áreas de uso prolongado, mesmo no início da sucessão florestal, foi influenciada pela diversa matriz florestal local e pelo número de queimadas, reconhecido como um *proxy* para o número de ciclos de uso da

terra na Amazônia (Zarin et al., 2005). O uso de queimadas, bem como o tipo do manejo utilizado na terra, mecanizado ou não, podem influenciar a heterogeneidade florística dos sítios secundários após o abandono. Com isso, a regeneração natural em pastagens abandonadas pode ser considerada uma matriz vegetacional complexa devido ao histórico de uso (Guariguata & Ostertag, 2001)

#### *Importância do histórico de uso e da paisagem na regeneração natural*

O tempo de abandono da pastagem explicou cerca de metade da variação das variáveis resposta associadas à regeneração natural. Já era esperado o alto poder preditor do tempo do abandono sobre a riqueza de espécies em áreas com histórico onde não houve retirada do banco de raízes do solo. É conhecido que o número de espécies, a densidade e a área basal aumentem com o tempo de abandono das pastagens (Uhl et al., 1988; Pascarella et al., 2000; Chazdon et al., 2007; Letcher & Chazdon et al., 2009). No entanto, o histórico de uso antes do abandono pode determinar áreas de regeneração natural diferentes. Pastagens utilizadas continuamente desde a retirada da floresta possivelmente terão regeneração natural mais lenta do que pastagens que tiveram vegetação secundária entre os anos de renovação da pastagem.

Desse modo, o tempo total de uso e o tempo do último uso consecutivo da pastagem também foram importantes para explicação da regeneração natural, juntamente com o tempo de abandono. O efeito negativo do tempo de uso sobre as variáveis resposta sugere que essa variável esteja relacionada às conhecidas barreiras à regeneração natural (Holl, 1999; Hooper et al., 2005), as quais se estabelecem quando se converte a floresta em pastagem e intensificam-se na medida em que a pastagem é utilizada (Pascarella et al., 2000). Comumente, o uso prolongado da pastagem pode causar exaustão da rebrota na maioria das espécies florestais e eliminar o banco de sementes de espécies primárias do solo por dessecação e predação (Uhl et al., 1988;

Nepstad et al, 1996).

Inusitadamente, o tempo do último uso consecutivo, a princípio, teve efeito positivo sobre a área basal e a densidade da regeneração natural. O manejo recente da pastagem com eliminação frequente da vegetação secundária e a escarificação de caules possivelmente favoreceu a rebrota explosiva de algumas espécies pioneiras, como apontado por Uhl et al. (1988) e Williamson et al. (2012). O potencial de rebrota das espécies pioneiras dos gêneros *Vismia*, *Bellucia*, *Croton*, *Solanum*, *Physocalymma*, *Warszewiczia* parece ter sido o principal vetor da regeneração da floresta nas pastagens amostradas na bacia do médio rio Madeira.

A manutenção do potencial de rebrota das plantas pioneiras nativas conferiu rapidez à regeneração natural nas pastagens amostradas e assegurou a resiliência da floresta diante dos distúrbios (Uhl et al., 1988; Letcher & Chazdon, 2009). A dispersão de sementes é conhecida como um dos fatores mais limitantes à regeneração em pastagens tropicais, e é comumente relacionada ao distanciamento da borda florestal e à ação restrita das aves, as quais evitam grandes áreas abertas como pastagens (Uhl et al., 1988; Zimmerman, 2000; Cubinã & Aide, 2001). No entanto, a rápida chegada de sementes de outras espécies aos sítios secundários possivelmente foi favorecida pelas espécies pioneiras que formaram poleiros naturais prontamente instalados para a avifauna após os primeiros dois anos de abandono da pastagem. E principalmente, devido à intensa atividade dispersora dos morcegos, os quais são menos sensíveis a ambientes fragmentados, podendo sobrevoar longas distâncias entre sítios de alimentação (Bernard & Fenton, 2003).

Embora não analisado quantitativamente neste trabalho, o fogo é determinante na regeneração natural das áreas amostradas, pois elimina a totalidade da regeneração natural e seleciona sítios monodominados por *Vismia*. É possível assumir uma razão

igual a um para o número de queimadas e o número de renovações da pastagem, frequentemente associado à retirada da vegetação secundária na Amazônia (Zarin et al., 2005; Williamson et al., 2012; Massoca et al., 2012). Isso possivelmente é realidade para as pastagens da região do rio Madeira em Porto Velho.

A influência da paisagem sobre a dinâmica da comunidade de árvores ainda é pouco compreendida (Chazdon et al., 2007). A pouca contribuição da cobertura de floresta adjacente para o aumento da riqueza de espécies na regeneração natural nas pastagens tropicais aqui estudadas, também foi anteriormente constatado por Letcher & Chazdon (2009) na Costa Rica. A pouca influência da cobertura florestal circundante na determinação da riqueza na regeneração natural pode ser explicada de modo pessimista, considerando que a dispersão de sementes é realmente limitada em pastagens tropicais, sendo restrita aos primeiros metros da borda da floresta ou praticamente ausente (Howe & Pantaleon, 2010; Wieland et al., 2011). Ou pode ter uma explicação mais otimista e adequada para esse estudo, que considera a alta mobilidade dos morcegos por rotas de 0,1 a 2,3 km em paisagens fragmentadas (Bernard & Fenton, 2003), como as encontradas na margem direita do rio Madeira. Desse modo, as distâncias estabelecidas pelos *buffers* de até 210 metros não conseguiram detectar diferenças quanto à chegada de sementes nas áreas secundárias. Os morcegos possivelmente estão levando até as pastagens abandonadas sementes dos principais gêneros de espécies pioneiras da floresta tropical de terra firme como *Vismia*, *Solanum*, *Cecropia* e *Bellucia* (Bernard & Fenton, 2003; Muscarella & Fleming, 2007). As principais rotas dos morcegos são entre os pontos de alimentação, que são principalmente florestas secundárias que circundam grandes pastagens na região do rio Madeira. É conhecida a importância dos morcegos como dispersores nos estágios iniciais da sucessão florestal nos Neotrópicos (Muscarella & Fleming, 2007), o que possivelmente se confirma nas pastagens em



regeneração natural aqui estudadas.

#### *Implicações para restauração*

Com a construção de grandes hidroelétricas na Amazônia Brasileira (e.g. Moser et al., 2014) a demanda por restauração de áreas, especialmente pastagens, para compor a vegetação do entorno dos reservatórios tende a aumentar. Pastagens abandonadas na região do rio Madeira indicadas à restauração ecológica podem ser conduzidas à regeneração natural, pois o tempo de encapoeiramento através do intenso rebrotamento das espécies *Vismia gracilis*, *V. guianensis*, *Bellucia grossularioides*, *Croton matourensis*, *Physocalymma scaberrimum* e *Warszewiczia coccinea* é rápido e sombria o pasto em até três anos. No entanto, pastagens com ausência dessas espécies indicadoras do rápido encapoeiramento têm regeneração natural mais lenta e a dominância da gramínea plantada pode se estender por vários anos. Nesse caso, combater a gramínea exótica e gradear o solo podem ser opções que desencadeiem o processo de regeneração natural, pois permitem ao banco de sementes de pioneiras germinar e às plântulas desenvolverem-se livres da competição com a gramínea exótica.

Capoeiras monodominantes com espécies de *V. guianensis* também podem permanecer estagnadas por anos. Nesse caso, o auto desbaste natural dos caules pode ser acelerado com manejo e seguido de enriquecimento com plantio de mudas ou semeadura direta de espécies secundárias da sucessão florestal (por exemplo: *Abarema jupunba*, *Alchornea discolor*, *Apuleia leiocarpa*, *Bowdichia nitida*, *Ceiba pentandra*, *Dipteryx odorata*, *Duroia longiflora*, *Goupia glabra*, *Hymenaea courbaril*, *Licania longistyla*, *Lindackeria paludosa*, *Minquartia guianensis*, *Pterocarpus rohrii*, *Ruizterania retusa*, *Trattinnickia rhoifolia*) ou aquelas pouco abundantes na amostragem ( $IVI < 1$ ).

## 5. Conclusão

A floresta tropical úmida está se regenerando rapidamente em pastagens abandonadas no sudoeste da Amazônia quando comparadas a outras pastagens de uso prolongado na floresta tropical úmida. Quanto mais intenso é o uso, mais reduzido é o potencial da regeneração natural. O manejo recente, embora contribua para a intensificação das barreiras à regeneração, pode ser um estímulo à rebrota das pioneiras em alguns casos. O histórico de uso é um agente que torna mais complexo o entendimento da regeneração natural da floresta tropical úmida. Com isso, é importante que as práticas de manejo e uso da terra sejam melhor sistematizadas e utilizados em estudos de cronossequência e dinâmica. A influência da paisagem sobre a regeneração natural na floresta tropical continua pouco compreendida. No entanto, a conhecida mobilidade dos morcegos em paisagens fragmentadas nos trópicos pode ser um indicativo de que a presença de pastagens extensas não é um impedimento à dispersão das espécies florestais pioneiras que têm a capacidade de iniciar o processo de regeneração.

Um fato relevante que aconteceu durante a finalização dessa dissertação – a cheia histórica do rio Madeira em 2013-2014, que chegou a atingir diversas das unidades amostrais incluídas no presente trabalho – merece destaque. Essa cheia de grandes proporções eliminou inúmeros sítios de floresta secundária, incluindo pastagens abandonadas com forte dominância de *Brachiaria*, o que pode ter desencadeado um processo peculiar de regeneração natural e sucessão florestal. O encharcamento e o grande depósito de sedimento aluvionar sobre as áreas secundárias rapidamente eliminaram a pastagem plantada, facilitando o estabelecimento de espécies pioneiras oriundas da chuva de sementes e dispersão, considerando também o próprio rio como um agente dispersor. Desse modo, é real a possibilidades do surgimento de um caminho

alternativo para a sucessão florestal na região, distinto daquele documentado no presente trabalho.

### **Referências Bibliográficas**

- Aide, T. M. & Cavelier, J. 1994. Barriers to tropical lowland forest restoration in the Sierra Nevada Marta, Colombia. *Restoration Ecology*, 2: 219–229.
- Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Herrera, L. & Rosario, M. 1995. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*, 77: 77–86.
- Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Rosario, M. & Marciano, H. 1996. Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevational gradient in northeastern Puerto Rico. *Biotropica*, 28: 537–548.
- Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B., Rivera, L. & Marciano-Vega, H. 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology*, 8: 328–338.
- Arroyo-Mora, J. P., Arturo, G. S., Kalacska, M. E. R. & Rivard, B. 2005. Secondary forest detection in a neotropical dry forest landscape using landsat 7. *Biotropica*, 37: 497–507.
- Bentos, T. V., Nascimento, H. E. M. & Williamson, G. B. 2013. Tree seedling recruitment in Amazon secondary forest: Importance of topography and gap micro-site conditions. *Forest Ecology and Management*, 287: 140–146.
- Bernard, E. & Fenton, M. B. 2003. Bat mobility and roosts in a fragmented landscape in Central Amazonia, Brazil. *Biotropica*, 35: 262–277.

- Chazdon, R. L., Letcher, S. G., Breugel, M., Martínez-Ramos, M., Bongers, F. & Finegan, B. 2007. Rates of change in tree communities of secondary neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 362: 273–289.
- Cochrane, T. T. & Cochrane, T. A. 2010. *Amazon: Forest & Savanna Lands*. University of Canterbury Christchurch. New Zealand. 181 p.
- Cole, R. J., Holl, K. D., Keene, C. L. & Zahawi, R. A. 2011. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. *Forest Ecology and Management*, 261: 1590–1597.
- Connell, J. H. & Slatyer, R. O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*, 111: 1119–1144.
- Corlett, R. 1994. What is secondary forest? *Journal of Tropical Ecology*, 10: 445–447.
- Cubinã, A. & Aide, T. M. 2001. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica*, 33: 260–267.
- Dobson, A. P. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science*, 277: 515–522.
- Exelis Visual Information Solutions, Inc. 2012. ENVI 5.0. [www.exilisvis.com](http://www.exilisvis.com)
- Fearnside, P. M. 1986. Derrubada da floresta e roçagem de crescimento secundário em projetos de colonização na Amazônia brasileira e a sua relação à capacidade de suporte humano. *Acta Amazonica*, nº único, 123–141.
- Ferraz, S. F. de B., Vettorazzi, C. A., Theobald, D. M. & Ballester, M. V. R. 2005. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in

- central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. *Forest Ecology and Management*, 204: 69–85.
- Finegan, B. 1984. Forest succession. *Nature*, 312: 109–114.
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Tree*, 11: 119–123.
- Florentine, S. K. & Westbrooke, M. E. 2004. Restoration on abandoned tropical pasturelands - do we know enough? *Journal for Nature Conservation*, 12: 85–94.
- Gehring, C., Zelarayan, M. L. C., Almeida, R. B. & Moraes, F. H. R. 2011. Allometry of babassu palm growing on a slash-and-burn agroecosystem of the eastern periphery of Amazonia. *Acta Amazonica*, 41:127–134.
- Guariguata, M. R., Chazdon, R. L., Denslow, J. S., Dupuy, J. M. & Anderson, L. 1997. Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. *Plant Ecology*, 132: 107–120.
- Guariguata, M. R. & Ostertag, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148: 185–206.
- Günter, S., Weber, M., Erreis, R. & Aguirre, N. 2007. Influence of distance to forest edges on natural regeneration of abandoned pastures: a case study in the tropical mountain rain forest of Southern Ecuador. *European Journal of Forest Research*, 126: 67–75.
- Helmer, E. H., Brown, S. & Cohen, W. B. 2000. Mapping montane tropical forest successional stage and land use with multi-date Landsat imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 21: 2163–2183.

- Holl, K. D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica*, 31: 229–242.
- Hooper, E., Legendre, P. & Condit, R. 2005. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology*, 42: 1165–1174.
- Howe, H. F. & Pantaleon, Y. U. 2010. Early seed fall and seedling emergence: precursors to tropical restoration. *Oecologia*, 164: 731–740.
- Jakovac, A. C. C., Bentos, T. V., Mesquita, R. C. G. & Williamson, G. B. 2012. Age and light effects on seedling growth in two alternative secondary successions in central Amazonia. *Plant Ecology & Diversity*, 2012: 1–10.
- Lamb, D., Erskine, P. D. & Parrotta, J. A. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, 310: 1628–1632.
- Laurance, W. F., Camargo, J. L. C., Luizão, R. C. C., Laurance, S. G., Pimm, S. L., Bruna, E. M. & Vasconcelos, H. L. 2011. The fate of Amazonia forest fragments: a 32-year investigation. *Biological Conservation*, 144: 56–67.
- Letcher, S. G. & Chazdon, R. L. 2009. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in northeastern Costa Rica. *Biotropica*, 41: 608–617.
- Lu, D. 2005. Integration of vegetation inventory data and Landsat TM image for vegetation classification in the western Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 213: 369–383.
- Lucas, R. M., Honzak, M., Ieda, A., Paul, J. C., Foody, G. M. & Amaral, S. 1998. Composição florística, biomassa, e estrutura de floresta tropicais em

- regeneração: uma avaliação por sensoriamento remoto. *In: Gascon, C. & Moutinho, P. (Eds.). Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo.* Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. pp. 61–82.
- Marinho-Filho, J. & Vasconcellos-Neto, J. 1994. Dispersão de sementes de *Vismia cayennensis* (Jacq.) Pers. (Guttiferae) por morcegos na região de Manaus, Amazonas. *Acta Botanica Brasilica*, 8: 87–96.
- Massoca, P. E. S., Jacovak, A. C. C., Bentos, T. V., Williamson, G. B. & Mesquita, R. C. G. 2012. Dynamics and trajectories of secondary succession in Central amazonia. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 7: 235–250.
- McCune, B. & Mefford, M. J. 2011. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.: MjM Software.
- Meneses, P. R. & Almeida, T. 2012. *Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto*. Versão digital. Brasília, DF. 264 p.
- Mesquita, R. C. G., Ickes, K., Ganade, G. & Williamson, G. B. 2001. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. *Journal of Ecology*, 89: 528–537.
- Miriti, M. N. 1998. Regeneração florestal em pastagens abandonadas na Amazônia central: competição, predação e dispersão de sementes. *In: Gascon, C. & Moutinho, P. (Eds.). Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo.* Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. pp. 179–190.
- Moser, P., Oliveira, W. L., Medeiros, M. B., Pinto, J. R., Eisenlohr, P. V., Lima, I. L., Silva, G. P. & Simon, M. F. 2014. Tree species distribution along environmental gradients in an area affected by a hydroelectric dam in southern Amazonia. *Biotropica*, 46: 367–376.

- Muscarella, R. & Fleming, T. H. 2007. The role of frugivorous bats in tropical forest succession. *Biological Reviews*, 82: 573–590.
- Nascimento, H. E. M., Andrade, A. C. S., Camargo, J. L. C., Laurance, W. F., Laurance, S. G. & Ribeiro, J. E. L. 2006. Effects of the surrounding matrix on tree recruitment in amazonian forest fragments. *Conservation Biology*, 20: 853–860.
- Nepstad, D. C., Uhl, C., Pereira, C. A. & Maria, J. 1996. A comparative of tree establishment in abandoned study pasture and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos*, 76: 25–39.
- Nepstad, D. C., Uhl, C., Pereira, C. A. & Silva, J. M. C. 1998. Estudo comparativo do crescimento de árvores em pastos abandonados e florestas adultas da amazônia oriental. In: Gascon, C. & Moutinho, P. (Eds.). *Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. pp. 191–218.
- Nepstad, D., Uhl, C. & Serrão, E. A. 1990. Surmounting barriers to forest regeneration in abandoned highly degraded pastures: a case study from Paragominas, Pará, Brazil. In: A. B. Anderson (Ed.). *Alternatives to deforestation: steps toward sustainable use of the Amazon rain forest*. New York: Columbia University. pp. 215–229
- Pascarella, J. B., Aide, T. M., Serrano, M. I. & Zimmerman, J. K. 2000. Land-use history and forest regeneration in the Cayey Mountains, Puerto Rico. *Ecosystems*, 3: 217–228.
- Ribeiro, J. E. L. S., Hopkins, M. J. G., Vicentini, A., Sothers, C. A., Costa, M. A. S., Brito, J. M., Souza, M. A. D., Martins, L. H. P., Lohmann, L. G., Assunção, P. A. C. L., Pereira, E. C., Silva, C. F., Mesquita, M. R. & Procópio, L. C. 1999.



- Flora da Reserva Ducke: Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra-firme na Amazônia Central*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/DFID, Manaus. 601 p.
- Rignot, E., Salas, W. A. & Skole, D. L. 1997. Mapping deforestation and secondary growth in Rondonia, Brazil, using imaging radar and thematic mapper data. *Remote Sensing of Environment*, 59: 167–179.
- Santos, H. G., Jacomine, P. K. T. Anjos, L. H. C., Oliveira, V. A. O., Lumberreras, J. F., Coelho, M. R., Almeida, J. A., Cunha, T. J. F. & Oliveira, J. B. 2013. *Sistema brasileiro de Classificação dos Solos*. 3 ed. Brasília - DF: Embrapa. 353 p.
- Shepherd, G. J. 2009. FITOPAC 2.1. Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas.
- Simon, M. F., Lima, I. L. P., Gomes, B. M., Moser, P., Oliveira, W. L., Santos, E. A., Silva, G. P., Salomão, A. N. & Medeiros, M. B. 2012. Levantamento florístico e resgate de germoplasma na hidroelétrica de Jirau, Rondônia. II Congresso Nacional de Recursos Genéticos. Belém, Pará.
- StatSoft, Inc. 2011. STATISTIC (data analysis software system), version 10.0. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- Steininger, M. K. 1996. Secondary forest regrowth in the Amazon: age, area and change estimation with Thematic Mapper data. *International Journal of Remote Sensing*, 17: 37–41.
- Suganuma, M. S., Assis, G. B. & Durigan, G. 2014. Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic Forest. *Community Ecology*, 15: 27–36.

- Tabacknick, B. G. & Fidell, L. S. 2007. *Using multivariate statistics*. 5 ed. Pearson Education. Inc. Boston. 980 p.
- Uhl, C., Buschbacher, R. & Serrao, E. A. S. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology*, 76: 663–681.
- USGS. 2014. Geological Survey of U.S. Earth explorer. Disponível em <<http://earthexplorer.usgs.gov/>> Acesso em junho de 2013.
- Vieira, I. C. G., Almeida, A. S., Davidson, E. A., Stone, T. A., Carvalho, C. J. R. & Guerrero, J. B. 2003. Classifying successional forests using Landsat spectral properties and ecological characteristics in eastern Amazônia. *Remote Sensing of Environment*, 87: 470–481.
- Wieland, L. M., Mesquita, R. C. G., Estefano, P. D., Bentos, T. V. & Williamson, G. B. 2011. Seed rain and advance regeneration in secondary succession in the Brazilian Amazon. *Tropical Conservation Science*, 4: 300–316.
- Williamson, G. B., Mesquita, R. C. G., Ickes, K. & Ganade, G. 1998. Estratégias de árvores pioneiras nos Neotrópicos. In: Gascon, C. & Moutinho, P. (Eds.). *Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. pp. 131–144.
- Williamson, G. B., Bentos, T. V., Longworth, J. B. & Mesquita, R. C. G. 2012. Convergence e divergence in alternative successional pathways in Central Amazonia. *Plant Ecology & Diversity*, 1: 1-8.
- Wittmann, F., Schongart, J., Brito, J. M., Wittmann, A. O., Piedade, M. T. F., Parolin, P., Junk, W. J. & Guillaumet, J. L. 2010. *Manual of trees from central Amazonian várzea floodplains*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. 296 p.

- Uieda, W. & Vasconcellos-Neto, J. 1985. Dispersão de *Solanum* spp. (Solanaceae) por morcegos na região de Manaus, AM, Brasil. *Revista Brasileira Zoologia*, 2: 449–458.
- Zahawi, R. A. & Augspurger, C. K. 1999. Early plant succession in abandoned pastures in Ecuador. *Biotropica*, 31: 540–552.
- Zarin, D. J., Davidson, E. A., Brondizio, E., Vieira, I. C. G., Sá, T., Ted Feldpausch, T., Schuur, E. A. G., Rita Mesquita, R., Emilio Moran, E., Delamonica, P., Ducey, P. M. G., Hurtt, G. C., Salimon, C. & Denich, M. 2005. Legacy of fire slows carbon accumulation in Amazonian forest regrowth. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3: 365–369.
- Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B. & Aide, T. M. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology*, 8: 350–360.

## **ANEXOS**

**Anexo 1.** Exemplos de pastagens abandonadas na região de Porto Velho, RO, mostrando diferentes níveis de sucessão florestal



**Anexo 2.** Código das imagens Landsat utilizadas para construção das variáveis de histórico de uso e da paisagem.

Ano	Cena 233/66	Cena 233/67
1984	LT52330661984215CUB00_MTL	LT52330671984215CUB00_MTL
1985	LT52330661985265CUB00_MTL	LT52330671985265CUB00_MTL
1986	LT52330661986220CUB00_MTL	LT52330671986220CUB01_MTL
1987	LT52330661987223CUB00_MTL	LT52330671987223CUB00_MTL
1988	LT52330661988226CUB00_MTL	LT52330671988226CUB00_MTL
1989	LT52330661989260CUB00_MTL	LT52330671989260CUB00_MTL
1990	LT52330661990263CUB00_MTL	LT52330671990263CUB00_MTL
1991	LT52330661991218CUB00_MTL	LT52330671991218CUB00_MTL
1992	LT52330661992269CUB00_MTL	LT52330671992205CUB00_MTL
1993	LT52330661993239CUB00_MTL	LT52330671993239CUB00_MTL
1994	LT52330661994226CUB00_MTL	LT52330671994226CUB00_MTL
1995	LT52330661995213CUB00_MTL	LT52330671995213CUB00_MTL
1996	LT52330661996216XXX01_MTL	LT52330671996216XXX01_MTL
1997	LT52330661997250CPE03_MTL	LT52330671997250CPE03_MTL
1998	LT52330661998237COA02_MTL	LT52330671998237COA02_MTL
1999	LT52330661999208XXX02_MTL	LT52330671999272COA03_MTL
2000	LT52330662000243CUB04_MTL	LT52330672000211XXX02_MTL
2001	LT52330662001229COA01_MTL	LT52330672001229COA01_MTL
2002	LE72330662002256CUB00_MTL	LE72330672002256CUB00_MTL
2003	LT52330662003203CUB00_MTL	LT52330672003203CUB00_MTL
2004	LT52330662004222CUB02_MTL	LT52330672004222CUB02_MTL
2005	LT52330662005208COA00_MTL	LT52330672005240CUB00_MTL
2006	LT52330662006243CUB00_MTL	LT52330672006195COA00_MTL
2007	LT52330662007262CUB00_MTL	LT52330672007262CUB00_MTL
2008	LT52330662008233CUB00_MTL	LT52330672008233CUB00_MTL
2009	LT52330662009219COA02_MTL	LT52330672009219COA02_MTL
2010	LT52330662010270CUB00_MTL	LT52330672010270CUB00_MTL
2011	LT52330662011225CUB00_MTL	LT52330672011225CUB00_MTL
2012	LE72330662012252CUB00_MTL	LE72330672012252CUB00_MTL
2013	LC82330662013230LGN00	LC82330672013230LGN00



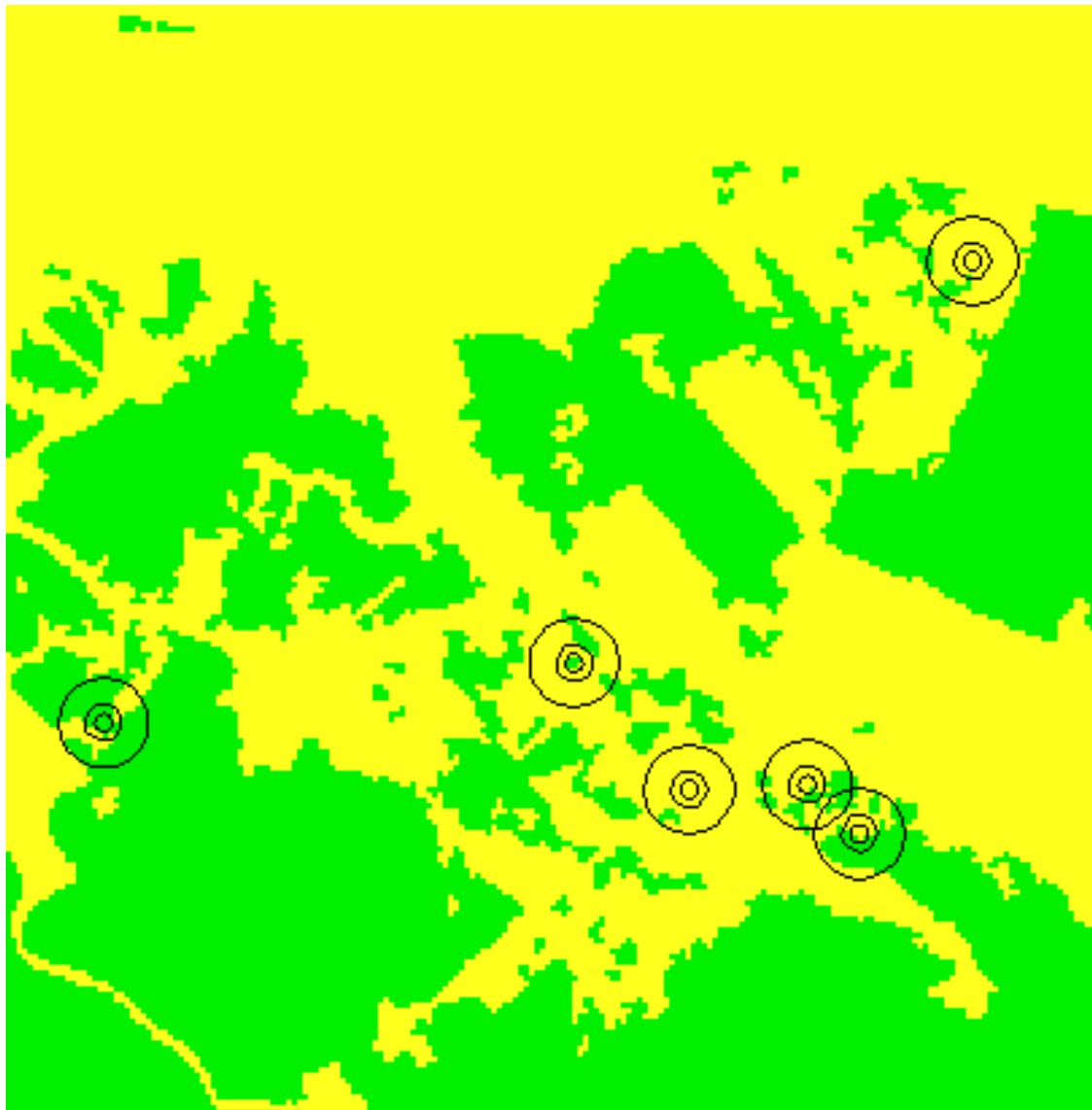
**Anexo 3.** Descrição da regeneração natural realizada em campo para cada unidade amostral.

UA	Descrição das unidades amostrais
a389	Capoeira diversa com 4 m de altura. 50% árvores, 40% cipós, 10% solo exposto. Palmeiras em diferentes estágios de regeneração, sendo uma remanescente. Relevo em área de baixio.
a375	Capoeira diversa com mais de 10 m de altura. 70% árvores, 20% cipós, 10% arbustos. Relevo em área de baixio.
m450	Capoeira de <i>Vismia</i> com 7 m de altura. Palmeiras regeneram no subosque. 85% árvores, 15% gramíneas. Relevo em área de topo.
c424	Capoeira de <i>Vismia</i> com 5 m de altura. Palmeiras regeneram no subosque. 90% árvores, 5% cipós, 5% gramíneas. Relevo em área de topo.
a552	Pasto com regenerantes de 3 m de altura. 40% solo exposto, 35% árvores, 15% cipós, 10% arbustos. Relevo em área de topo.
c519	Capoeira diversa 6 m de altura. Palmeiras regenerando no subosque. 75% árvores, 15% arbustos e gramíneas, 10% cipós. Relevo em área de topo.
c432	Capoeira de <i>Bellucia</i> com 6 m de altura. 70% árvores, 10% cipós, 10% arbustos, 10% gramíneas. Relevo plano.
b423	Pasto alto de capim "sapê" com regeneração densa de <i>Vismia</i> e goiaba, altura 2,5 m. 50% gramíneas, 50% árvores. Relevo plano.
c223	Capoeira diversa 7m de altura com "Sororoca" e <i>Selaginela</i> . 50% árvores, 35% cipós, 15 % solo exposto. Área de campinarana.
c243	Capoeira de <i>Vismia</i> com 6 m de altura. Poucas palmeiras regenerando no subosque. 75% árvores ,15% herbáceas, 10% cipós. Relevo plano.
b476	Pasto alto com palmeiras regenerando, 1,5 m de altura. 75% gramíneas, 20% palmeiras, 5% árvores. Relevo plano.
b521	Pasto baixo com vismias e palmeiras regenerando 1,5 m altura. 70% gramíneas, 20% palmeiras, 10% árvores. Relevo plano.
b430	Pasto alto com regenerantes de <i>Vismia</i> e palmeiras 2 m altura. 70% gramíneas, 15 árvores, 15% palmeiras. Relevo plano.
c30a	Capoeira de <i>Vismia</i> 6 m de altura. 85% árvores, 5% gramíneas, 5% cipós, 5% arbustos. Relevo plano.
b30	Pasto baixo com regenerantes esparsos e com 2,5 m de altura. 90% gramíneas e herbáceas, 10% árvores. Relevo plano.
b36	Pasto degradado com regenerantes de <i>Vismia</i> 2 m de altura e cipó. 55% gramíneas, 30% árvores e 15% cipós. Relevo em área de topo.
b33	Pasto baixo com regenerantes < 1 m de altura. 95% gramíneas, 10 % árvores. Relevo em área de topo.
b507	Pasto degradado com regenerantes diversos < 1 m de altura. 40% gramíneas e herbáceas, 30% árvores, 30% solo exposto Relevo em área de topo.
c209	Capoeira diversa, 5 m de altura. Palmeiras regenerando no subosque. 50% árvores, 30% cipós, 20% gramíneas. Relevo em área de topo.
c248	Capoeira diversa, 7 m de altura. Palmeiras regenerando no subosque. 60% árvores, 40 % cipós. Relevo plano.
a156	Pasto alto com regenerantes 1,5 m de altura, ainda manejado. Palmeiras regenerando. Relevo plano.
m486	Pasto ainda manejado, regenerantes com 2 m de altura. 15% árvores, 35% cipós, 35% palmeiras adultas e juvenis, 15% gramíneas e herbáceas. Relevo plano.
a150	Pasto baixo com regenerantes < 2 m de altura, ainda manejado. Relevo plano.
c319B	Capoeira de <i>Physocalymma</i> com 9 m de altura. Palmeiras regenerando no subosque. 100% árvores. Relevo plano.
b265	Pasto alto sem regenerantes, 100% gramíneas. Relevo plano.
m46	Pasto alto com regenerantes esparsos <1,5 m de altura e palmeiras regenerando.
c405	Capoeira diversa com 5 m de altura com árvores emergentes e solo pedregoso, plantação de café abandonada. 95% árvores, 5% gramíneas. Relevo em área de topo.
b456	Pasto baixo com regeneração < 2 m de altura. 85% gramíneas, 15% árvores. Relevo plano.

UA	Descrição das unidades amostrais
c455	Pasto alto com goiabeira e palmeiras regenerando com 2,5 m de altura. Relevo plano.
c538	Capoeira diversa com 8 m de altura. Palmeiras, "Sororoca" e Helicônias regenerando no subosque. 70% árvores, 20% cipós, 10% gramíneas. Relevo em área de topo.
c426	Capoeira aberta de <i>Vismia</i> com 6 m de altura. 50% árvores e 50% gramíneas. Relevo em área de topo.
m447	Pasto alto com regenerantes de <i>Vismia</i> e palmeiras. 10% árvores, 25% cipós e 65% gramíneas. Relevo plano.
b337	Pasto alto com regenerantes esparsos < 1,5 m de altura. 95% gramíneas e 5% árvore. Relevo em área de baixio.
c380	Capoeira diversa com 12 m de altura. 100% árvores. Relevo em área de topo.



**Anexo 4.** Recorte da imagem *Landsat* classificada em floresta (verde) e não floresta (amarelo) sobreposta pelo recorte do arquivo vetorial ilustrando os *buffers* de 0 – 60 m. 60 –110 m. e 110 –210 m. em seis UA, utilizados para estimar a proporção de floresta adjacente nas 34 UA.



**Anexo 5.** Localização (coordenadas UTM, zona 20, WGS 84), altitude (m), variáveis respostas, variáveis preditoras e descrição da regeneração natural para cada UA.

UA	Latitude	Longitude	Altitude	Riqueza (espécies)	Área basal (m <sup>2</sup> /UA)	Densidade caules	Tempo de abandono	Tempo de uso	Tempo do último uso	%floresta. 0-60 m	% floresta 60-110 m	% floresta 110-210 m
a389	315999	8969703	103	23	0,13	251	3	9	2	0	0	6
a375	314359	8968900	87	47	0,43	156	6	4	1	45	90	94
m450	315296	8968349	111	11	0,51	225	3	6	1	24	37	52
c424	305501	8959964	98	22	0,36	413	3	6	5	35	51	54
a552	310333	8962532	132	24	0,11	245	1	4	1	0	0	13
c519	308118	8960296	95	16	0,22	161	3	8	5	5	10	8
c432	302808	8958270	100	19	0,41	270	4	8	8	28	30	27
b423	303499	8960484	93	5	0,15	464	1	17	14	40	71	30
c223	285938	8934294	90	30	0,26	277	7	1	1	59	79	88
c243	282430	8932509	93	37	0,37	372	4	3	2	2	21	27
b476	291083	8931978	105	3	0	13	1	10	3	0	17	65
b521	290745	8935555	105	2	0	7	1	6	2	24	27	12
b430	304172	8962161	103	6	0,03	28	1	11	11	32	74	64
c30a	302784	8948268	102	10	0,41	499	2	17	17	48	51	49
b30	302948	8948443	127	1	0	20	1	13	3	0	0	17
b36	302561	8949121	126	4	0,05	44	1	19	17	0	0	0
b33	301432	8947777	100	4	0	20	0	22	19	0	0	0
b507	302826	8949942	113	8	0	69	0	10	2	0	0	6
c209	278521	8939909	91	24	0,4	467	2	6	6	20	8	6
c248	288453	8929613	96	43	0,42	408	5	3	2	6	40	77
a156	270027	8934371	102	10	0,04	86	0	8	2	0	0	0
m486	270021	8933868	101	11	0,04	84	3	3	3	5	10	13
a150	270573	8933061	112	3	0	7	0	18	2	0	0	0
c319B	260743	8941804	94	32	0,51	309	8	2	0	23	46	42
b265	290070	8937135	95	2	0	5	0	22	10	0	0	0
m46	301388	8942494	105	8	0,01	42	1	5	1	0	27	71
c405	309707	8959347	96	41	0,25	414	3	13	4	32	56	74
b456	309415	8959618	104	7	0,02	35	3	14	2	3	6	17
c455	308758	8959592	96	9	0,11	201	3	23	5	0	0	7
c538	314712	8968584	83	37	0,31	266	6	6	2	23	34	32

UA	Latitude	Longitude	Altitude	Riqueza (espécies)	Área basal (m <sup>2</sup> /UA)	Densidade caules	Tempo de abandono	Tempo de uso	Tempo do último uso	%floresta. 0-60 m	% floresta 60-110 m	% floresta 110-210 m
c426	304602	8960679	97	12	0,31	186	3	7	7	5	8	10
m447	303249	8950163	89	7	0,01	69	1	15	3	0	0	13
b337	297781	8943173	104	5	0,01	28	0	17	2	0	0	0
c380	314672	8968184	110	53	0,5	239	8	3	1	13	28	25

**Anexo 6.** Parâmetros estruturais da regeneração natural amostrados nas 34 UA discriminados por espécie/morfo-espécie em ordem crescente de IVI e respectivos vouchers (nome e número do coletor). DA: Densidade absoluta (número de caules por hectare), DR: Densidade relativa (%), FA: Frequência absoluta (%), FR: Frequência relativa (%), DoA: Dominância absoluta (m<sup>2</sup> por UA), DoR: Dominância relativa (%).

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI	Voucher
<i>Vismia gracilis</i> Hieron.	844,9	22,72	70,59	4,17	1,5	25,09	51,98	G.P.E. Rocha 175 e 190
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	648,2	17,43	70,59	4,17	1,1	18,4	40	G.P.E. Rocha 232 e 251
<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	121,8	3,27	35,29	2,08	0,41	6,85	12,21	G.P.E. Rocha 237
<i>Vismia sandwithii</i> Ewan	133,9	3,6	35,29	2,08	0,15	2,54	8,23	G.P.E. Rocha 236
<i>Attalea speciosa</i> Mart. ex Spreng.	142,4	3,83	52,94	3,12	0,04	0,75	7,7	E.A. Santos 49
<i>Psidium guajava</i> L.	106,8	2,87	32,35	1,91	0,1	1,69	6,47	G.P.E. Rocha 219
<i>Myrcia</i> sp.1	87,1	2,34	44,12	2,6	0,08	1,39	6,33	G.P.E. Rocha 267
<i>Croton matourensis</i> Aubl.	146,1	3,93	11,76	0,69	0,1	1,7	6,32	G.P. Silva 14086
<i>Miconia</i> sp.1	67,4	1,81	35,29	2,08	0,14	2,38	6,27	G.P.E. Rocha 176 e 188
<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers.	101,2	2,72	11,76	0,69	0,13	2,19	5,61	G.P.E. Rocha 235
<i>Physocalymma scaberrimum</i> Pohl	32,8	0,88	5,88	0,35	0,21	3,5	4,73	G.P. Silva 15649
<i>Goupia glabra</i> Aubl.	45,9	1,24	26,47	2,56	0,12	1,97	4,73	M.F. Simon 1142
<i>Warszewiczia coccinea</i> (Vahl) Klotzsch	51,5	1,39	8,82	0,52	0,13	2,18	4,09	G.P.E. Rocha 227
<i>Cecropia purpurascens</i> C.C.Berg	41,2	1,11	29,41	1,74	0,05	0,88	3,72	G.P. Silva 14993
<i>Solanum subinerme</i> Jacq.	44	1,18	29,41	1,74	0,04	0,72	3,64	G.P.E. Rocha 177, 178 e 228
<i>Cordia nodosa</i> Lam.	46,8	1,26	32,35	1,91	0,01	0,23	3,4	G.P. Silva 13549
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	32,8	0,88	26,47	1,56	0,06	0,93	3,37	G.P. Silva 13588
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	25,3	0,68	14,71	0,87	0,11	1,8	3,35	G.P.E. Rocha 240
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	23,4	0,63	14,71	0,87	0,07	1,13	2,62	G.P. Silva 15502
<i>Cassia</i> sp.	32,8	0,88	5,88	0,35	0,08	1,35	2,58	G.P.E. Rocha 255
<i>Inga</i> sp.2	10,3	0,28	17,65	1,04	0,07	1,17	2,49	
<i>Miconia cuspidata</i> Naudin	45,9	1,23	14,71	0,87	0,02	0,39	2,49	G.P.E. Rocha 234
<i>Isertia hypoleuca</i> Benth.	35,6	0,96	8,82	0,52	0,05	0,89	2,37	G.P.E. Rocha 241
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyererm. & Frodin	15	0,4	11,76	0,69	0,06	1,07	2,17	G.P. Silva 15728
<i>Couratari stellata</i> A.C.Sm.	29	0,78	17,65	1,04	0,01	0,18	2	M.F. Simon 1162
<i>Ouratea</i> sp.	24,4	0,65	20,59	1,22	0,01	0,1	1,97	
<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	18,7	0,5	20,59	1,22	0,01	0,22	1,94	G.P. Silva 13947
<i>Eugenia</i> sp.	15	0,4	17,65	1,04	0,03	0,47	1,92	
<i>Matayba</i> sp.	12,2	0,33	23,53	1,39	0,01	0,19	1,91	
<i>Casearia javitensis</i> Kunth	17,8	0,48	17,65	1,04	0,02	0,33	1,85	M.F. Simon 1009

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI	Voucher
<i>Toulicia guianensis</i> Aubl.	15	0,4	11,76	0,69	0,04	0,67	1,76	G.P. Silva 15612
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	30,9	0,83	5,88	0,35	0,03	0,56	1,74	G.P. Silva 14128
<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr.	15	0,4	14,71	0,87	0,02	0,31	1,59	G.P.E. Rocha 198
<i>Tabernaemontana</i> sp.	27,2	0,73	11,76	0,69	0,01	0,16	1,59	G.P.E. Rocha 198, 239 e 258
<i>Perebea mollis</i> (Poepp. & Endl.) Huber	9,4	0,25	11,76	0,69	0,03	0,57	1,51	G.P. Silva 14021
<i>Bowdichia nitida</i> Spruce ex Benth.	7,5	0,2	11,76	0,69	0,03	0,56	1,45	G.P.E Rocha 252
<i>Swartzia arborescens</i> (Aubl.) Pittier	10,3	0,28	17,65	1,04	0	0,06	1,38	G.P.E. Rocha 231, 252
<i>Vitex triflora</i> Vahl	6,6	0,18	14,71	0,87	0,02	0,32	1,36	G.P.E. Rocha 231
<i>Protium subserratum</i> (Engl.) Engl.	15	0,4	8,82	0,52	0,02	0,42	1,34	
<i>Miconia</i> sp.3	19,7	0,53	11,76	0,69	0	0,08	1,3	
<i>Stryphnodendron</i> sp.	16,9	0,45	8,82	0,52	0,02	0,33	1,3	
<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	9,4	0,25	5,88	0,35	0,04	0,61	1,21	G.P. Silva 15601
<i>Matayba arborescens</i> (Aubl.) Radlk.	11,2	0,3	11,76	0,69	0,01	0,16	1,16	G.P.E. Rocha 245
<i>Cordia</i> sp.	4,7	0,13	11,76	0,69	0,02	0,32	1,14	G.P.E. Rocha 245
<i>Licania</i> sp.	9,4	0,25	8,82	0,52	0,02	0,34	1,11	
<i>Dictyoloma vandellianum</i> A.Juss.	14,1	0,38	8,82	0,52	0,01	0,2	1,1	G.P.E. Rocha 182
<i>Trattinnickia rhoifolia</i> Willd.	22,5	0,6	2,94	0,17	0,02	0,29	1,07	G.P.E. Rocha 233
<i>Sorocea</i> sp.	6,6	0,18	14,71	0,87	0	0,02	1,06	
<i>Tachigali</i> sp.	5,6	0,15	14,71	0,87	0	0,01	1,02	
<i>Annona</i> sp.	6,6	0,18	11,76	0,69	0,01	0,15	1,02	
<i>Handroanthus serratifolius</i> (A.H.Gentry) S.Grose	8,4	0,23	8,82	0,52	0,01	0,24	0,99	G.P. Silva 15652
<i>Cecropia distachya</i> Huber	4,7	0,13	8,82	0,52	0,02	0,33	0,98	
<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	4,7	0,13	11,76	0,69	0,01	0,1	0,92	G.P. Silva 14542
<i>Trattinnickia</i> sp.	2,8	0,08	8,82	0,52	0,02	0,33	0,92	
<i>Lindackeria paludosa</i> (Benth.) Gilg	9,4	0,25	8,82	0,52	0,01	0,14	0,91	M.F. Simon 1588
<i>Faramea</i> sp.	19,7	0,53	2,94	0,17	0,01	0,2	0,9	
<i>Guatteria</i> sp.	6,6	0,18	11,76	0,69	0	0,02	0,89	
<i>Ocotea</i> sp.	8,4	0,23	8,82	0,52	0,01	0,1	0,85	
<i>Inga graciliflora</i> Benth.	1,9	0,05	5,88	0,35	0,03	0,43	0,83	
<i>Cybianthus</i> sp.	3,7	0,1	11,76	0,69	0	0,02	0,81	G.P.E. Rocha 249
<i>Cupania hispida</i> Radlk.	6,6	0,18	8,82	0,52	0,01	0,12	0,81	G.P.E. Rocha 246
<i>Erythroxylum</i> sp.	5,6	0,15	8,82	0,52	0,01	0,13	0,8	G.P.E. Rocha 246
<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler	1,9	0,05	5,88	0,35	0,02	0,4	0,8	
<i>Bixa orellana</i> L.	3,7	0,1	2,94	0,17	0,03	0,52	0,8	G.P.E. Rocha 244
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	3,7	0,1	8,82	0,52	0,01	0,17	0,79	

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI	Voucher
Annonaceae	13,1	0,35	5,88	0,35	0,01	0,09	0,79	
<i>Ternstroemia dentata</i> (Aubl.) Sw.	2,8	0,08	5,88	0,35	0,02	0,32	0,74	G.P. Silva 15153
<i>Vantanea micrantha</i> Ducke	12,2	0,33	2,94	0,17	0,01	0,24	0,74	
<i>Virola calophylla</i> Warb.	7,5	0,2	2,94	0,17	0,02	0,35	0,72	G.P. Silva 16536
<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd.	2,8	0,08	8,82	0,52	0,01	0,12	0,71	UNIR 329
Ochnaceae	12,2	0,33	2,94	0,17	0,01	0,19	0,69	
<i>Maquira</i> sp.	5,6	0,15	8,82	0,52	0	0	0,68	
<i>Casearia duckeana</i> Sleumer	4,7	0,13	8,82	0,52	0	0,03	0,67	
<i>Theobroma speciosum</i> Willd. ex Spreng.	1,9	0,05	5,88	0,35	0,02	0,26	0,66	G.P. Silva 13551
<i>Bauhinia</i> sp.	8,4	0,23	5,88	0,35	0	0,07	0,65	
<i>Talisia</i> sp.	4,7	0,13	5,88	0,35	0,01	0,16	0,64	G.P.E. Rocha 253
<i>Ephedranthus</i> sp.	2,8	0,08	5,88	0,35	0,01	0,21	0,63	
<i>Bocageopsis</i> sp.	6,6	0,18	5,88	0,35	0,01	0,09	0,61	
<i>Ruizterania retusa</i> (Spruce ex Warm.) Marc.-Berti	3,7	0,1	2,94	0,17	0,02	0,32	0,59	G.P.E. Rocha 268
<i>Inga leiocalycina</i> Benth.	1,9	0,05	2,94	0,17	0,02	0,36	0,58	
<i>Inga cayennensis</i> Sagot ex Benth.	1,9	0,05	2,94	0,17	0,02	0,35	0,57	G.P. Silva 15508
<i>Inga thibaudiana</i> DC.	0,9	0,03	2,94	0,17	0,02	0,37	0,57	G.P.E. Rocha 187
<i>Couepia</i> sp.	3,7	0,1	5,88	0,35	0,01	0,1	0,55	A.A. Santos 3310
<i>Lecythis</i> sp.	10,3	0,28	2,94	0,17	0,01	0,09	0,54	
<i>Enterolobium</i> sp.	6,6	0,18	5,88	0,35	0	0,01	0,53	
<i>Duroia longiflora</i> Ducke	2,8	0,08	5,88	0,35	0,01	0,1	0,53	A.A. Santos 3481
<i>Guatteria discolor</i> R.E.Fr.	4,7	0,13	2,94	0,17	0,01	0,23	0,53	M.F. Simon 1642
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	3,7	0,1	5,88	0,35	0	0,07	0,52	
<i>Calyptantes</i> sp.	4,7	0,13	5,88	0,35	0	0,03	0,5	
<i>Inga</i> sp.4	3,7	0,1	5,88	0,35	0	0,06	0,5	
<i>Hirtella</i> sp.	3,7	0,1	5,88	0,35	0	0,05	0,5	
<i>Licania longistyla</i> (Hook.f.) Fritsch	2,8	0,08	5,88	0,35	0	0,06	0,48	
<i>Tabebuia</i> sp.	2,8	0,08	5,88	0,35	0	0,05	0,47	
<i>Ouratea odora</i> Engl.	1,9	0,05	5,88	0,35	0	0,05	0,45	G.P.E. Rocha 262
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	2,8	0,08	2,94	0,17	0,01	0,2	0,45	M.P.N. Pereira 119
<i>Protium</i> sp.	2,8	0,08	5,88	0,35	0	0,02	0,44	
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	1,9	0,05	5,88	0,35	0	0,04	0,44	G.P. Silva 14115
<i>Ryania pyrifera</i> (Rich.) Sleumer	2,8	0,08	5,88	0,35	0	0,01	0,43	A.A. Santos 3656
<i>Ocotea minor</i> Vicent.	2,8	0,08	5,88	0,35	0	0	0,43	
<i>Annona excellens</i> R.E.Fr.	1,9	0,05	5,88	0,35	0	0,03	0,43	

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI	Voucher
<i>Campomanesia</i> sp.	1,9	0,05	5,88	0,35	0	0,03	0,43	
<i>Pouteria</i> sp.	1,9	0,05	5,88	0,35	0	0,03	0,43	
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	1,9	0,05	5,88	0,35	0	0,03	0,43	
<i>Capirona decorticans</i> Spruce	6,6	0,18	2,94	0,17	0	0,08	0,43	G.P.E. Rocha 250
<i>Croton urucurana</i> Baill.	5,6	0,15	2,94	0,17	0,01	0,1	0,43	M.P.N. Pereira 264
<i>Duroia</i> sp.1	1,9	0,05	5,88	0,35	0	0,02	0,42	
<i>Hirtella rodriguesii</i> Prance	1,9	0,05	5,88	0,35	0	0,02	0,41	
<i>Martiodendron elatum</i> (Ducke) Gleason	1,9	0,05	5,88	0,35	0	0,01	0,41	G.P. Silva 15173
<i>Miconia</i> sp.2	1,9	0,05	5,88	0,35	0	0,01	0,41	
<i>Casearia</i> sp.	1,9	0,05	5,88	0,35	0	0,01	0,41	
<i>Miconia biglandulosa</i> Gleason	1,9	0,05	5,88	0,35	0	0,01	0,41	
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	1,9	0,05	5,88	0,35	0	0,01	0,41	G.P. Silva 16063
<i>Miconia argyrophylla</i> DC.	1,9	0,05	5,88	0,35	0	0,01	0,41	M.F. Simon 1849
<i>Sacoglottis</i> sp.	1,9	0,05	2,94	0,17	0,01	0,19	0,41	
<i>Casearia guianensis</i> (Aubl.) Urb.	1,9	0,05	5,88	0,35	0	0	0,4	
<i>Psychotria</i> sp.	8,4	0,23	2,94	0,17	0	0	0,4	
<i>Sloanea</i> sp.	3,7	0,1	2,94	0,17	0,01	0,13	0,4	
<i>Croton</i> sp.	6,6	0,18	2,94	0,17	0	0,04	0,39	G.P.E. Rocha 242
<i>Cochlospermum</i> sp.	0,9	0,03	2,94	0,17	0,01	0,15	0,35	
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	3,7	0,1	2,94	0,17	0	0,07	0,34	G.P.E. Rocha 230
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	5,6	0,15	2,94	0,17	0	0	0,33	G.P.E. Rocha 230
<i>Eriotheca</i> sp.	0,9	0,03	2,94	0,17	0,01	0,13	0,33	
<i>Hirtella</i> sp.	3,7	0,1	2,94	0,17	0	0,04	0,32	
<i>Lacistema</i> sp.	0,9	0,03	2,94	0,17	0,01	0,12	0,32	
<i>Ilex</i> sp.	3,7	0,1	2,94	0,17	0	0,04	0,31	
<i>Pourouma villosa</i> Trécul	3,7	0,1	2,94	0,17	0	0,03	0,31	
<i>Miconia tiliifolia</i> Naudin	2,8	0,08	2,94	0,17	0	0,06	0,31	
<i>Ruizterania</i> sp.	0,9	0,03	2,94	0,17	0,01	0,11	0,31	
<i>Eschweilera</i> sp.	2,8	0,08	2,94	0,17	0	0,05	0,3	
<i>Zygia racemosa</i> (Ducke) Barneby & J.W.Grimes	2,8	0,08	2,94	0,17	0	0,04	0,29	A.A. Santos 3635
<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip	0,9	0,03	2,94	0,17	0,01	0,09	0,29	
<i>Inga</i> sp.1	0,9	0,03	2,94	0,17	0,01	0,09	0,29	
<i>Richeria</i> sp.	1,9	0,05	2,94	0,17	0	0,05	0,28	
<i>Siparuna</i> sp.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,08	0,28	
<i>Cybistax</i> sp.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,08	0,28	

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI	Voucher
<i>Couratari</i> sp.	2,8	0,08	2,94	0,17	0	0,02	0,27	
<i>Myrcia</i> sp.2	2,8	0,08	2,94	0,17	0	0,02	0,27	
<i>Neea theifera</i> Oerst.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,07	0,27	
<i>Lacistema grandifolium</i> Schnizl.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,07	0,27	
<i>Inga</i> sp.3	2,8	0,08	2,94	0,17	0	0,01	0,26	
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori	1,9	0,05	2,94	0,17	0	0,04	0,26	G.P. Silva 15708
<i>Miconia elaeodendron</i> (DC.) Naudin	2,8	0,08	2,94	0,17	0	0	0,25	
<i>Xylopia amazonica</i> R. E. Fr.	1,9	0,05	2,94	0,17	0	0,03	0,25	G.P.E. Rocha 266
<i>Citrus</i> sp.	1,9	0,05	2,94	0,17	0	0,02	0,25	
<i>Ryania speciosa</i> Vahl	1,9	0,05	2,94	0,17	0	0,02	0,25	G.P.E. Rocha 247
<i>Eugenia</i> sp.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,06	0,25	
<i>Aniba</i> sp.2	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,05	0,25	
<i>Bauhinia</i> sp.2	1,9	0,05	2,94	0,17	0	0,02	0,24	
<i>Ferdinandusa hirsuta</i> Standl.	1,9	0,05	2,94	0,17	0	0,02	0,24	
<i>Tachigali guianensis</i> (Benth.) Zarucchi & Herend.	1,9	0,05	2,94	0,17	0	0,01	0,24	G.P.E. Rocha 269
<i>Inga obidensis</i> Ducke	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,04	0,24	
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,04	0,24	
<i>Myrcia sylvatica</i> (G.Mey.) DC.	1,9	0,05	2,94	0,17	0	0,01	0,23	
<i>Zygia</i> sp.	1,9	0,05	2,94	0,17	0	0,01	0,23	
<i>Andira parviflora</i> Ducke	1,9	0,05	2,94	0,17	0	0,01	0,23	
<i>Miconia</i> sp.4	1,9	0,05	2,94	0,17	0	0	0,23	
<i>Lacunaria</i> sp.	1,9	0,05	2,94	0,17	0	0	0,23	
<i>Ormosia</i> sp.	1,9	0,05	2,94	0,17	0	0	0,23	
<i>Bocageopsis multiflora</i> (Mart.) R.E.Fr.	1,9	0,05	2,94	0,17	0	0	0,23	G.P. Silva 15903
Euphorbiaceae	1,9	0,05	2,94	0,17	0	0	0,23	
<i>Guatteria olivacea</i> R.E.Fr.	1,9	0,05	2,94	0,17	0	0	0,23	A.A. Santos 3481
<i>Apeiba echinata</i> Gaertn.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,03	0,23	
<i>Pouteria</i> sp.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,03	0,23	
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,03	0,23	M.F. Simon 993
<i>Hymenolobium</i> sp.	1,9	0,05	2,94	0,17	0	0	0,22	
<i>Mabea angularis</i> Hollander	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,03	0,22	G.P.E. Rocha 265
<i>Casearia negrensis</i> Eichler	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,02	0,22	G.P.E. Rocha 225
Rhamnaceae	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,02	0,22	
<i>Myrcia calycampa</i> Amshoff	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,02	0,22	
<i>Simaba polyphylla</i> (Cavalcante) W.W.Thomas	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,02	0,22	



Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI	Voucher
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,02	0,22	M.F. Simon 1163
<i>Duroia</i> sp.2	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,02	0,22	
<i>Swartzia</i> sp.5	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,02	0,22	
<i>Diospyros bullata</i> A.C.Sm.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,02	0,21	
<i>Swartzia corrugata</i> Benth.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,02	0,21	
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,01	0,21	V.X. Silveira 270
<i>Mezilaurus</i> sp.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,01	0,21	
NI2	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,01	0,21	
Myrtaceae	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,01	0,21	
<i>Aniba</i> sp.3	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,01	0,21	
<i>Inga splendens</i> Willd.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,01	0,21	M.F. Simon 1683
<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,01	0,21	G.P. Silva 16161
<i>Minuartia guianensis</i> Aubl.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,01	0,21	G.P. Silva 15478
<i>Tapirira</i> sp.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,01	0,21	
<i>Mouriri</i> sp.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,01	0,21	
<i>Miconia phanerostila</i> Pilg.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,01	0,21	
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,01	0,21	G.P. Silva 16300
<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,01	0,2	
<i>Myrcia subsericea</i> A.Gray	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0,01	0,2	
<i>Vatairea</i> sp.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	
Olacaceae	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	
Lauraceae	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	
<i>Quiina amazonica</i> A.C.Sm.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	
<i>Casearia grandiflora</i> Cambess.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	M.F. Simon 1040
<i>Nycticalanthus</i> sp.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	
<i>Quiina</i> sp.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	G.P. Silva 14995
<i>Simarouba</i> sp.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	G.P.E. Rocha 200 e 203
<i>Alibertia</i> sp.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	
<i>Zanthoxylum</i> sp.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	
<i>Annona</i> sp.2	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	
<i>Byrsonima crispera</i> A. Juss.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	G.P.E. Rocha 248
<i>Brosimum</i> sp.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	
<i>Licania caudata</i> Prance	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	

<b>Espécies</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>IVI</b>	<b>Voucher</b>
<i>Maquira calophylla</i> (Poepp. & Endl.) C.C.Berg	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	
<i>Lacunaria</i> sp.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	
<i>Mabea</i> sp.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	
<i>Platymiscium</i> sp.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	
<i>Protium</i> sp.2	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	G.P. Silva 16265
<i>Swartzia</i> sp.2	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	
<i>Miconia poeppigii</i> Triana	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	B.M. Gomes 546
Moraceae	0,9	0,03	2,94	0,17	0	0	0,2	